



Universidad de Concepción



INFORME FINAL:

“DIAGNÓSTICO Y CARACTERIZACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DEL LAGO VICHUQUÉN”

Concepción, Diciembre de 2016

Índice

1	RESUMEN	1
2	INTRODUCCIÓN.....	2
3	OBJETIVOS.....	3
3.1	Objetivo general.....	3
3.2	Objetivos específicos	3
4	METODOLOGÍA.....	4
4.1	Análisis histórico-ambiental	4
4.2	Evaluación del estado trófico.....	4
4.2.1	Análisis morfométrico	4
4.2.2	Calidad del agua	4
4.2.3	Caracterización de Fitoplancton.....	8
4.2.4	Análisis estadístico	10
4.2.5	Estado trófico del lago.....	10
4.3	Determinación de las fuentes puntuales y difusas de nutrientes.....	12
4.3.1	Fuentes puntuales	12
4.3.2	Fuentes difusas	13
4.4	Estimación de las cargas de nutrientes al lago.....	14
4.4.1	Cargas externas.....	14
4.4.2	Cargas internas	16
5	RESULTADOS	18
5.1	Antecedentes histórico-ambientales del lago Vichuquén	18
5.1.1	El reconocimiento realizado por el ingeniero Horacio Bliss en 1855	19
5.1.2	La comisión de F. Vidal Gormaz, sondaje y levantamiento cartográfico del lago 21	
5.2	Caracterización morfométrica.....	30
5.3	Calidad del agua.....	33
5.4	Determinación del Nutriente limitante	41
5.5	Perfiles limnológicos	43

5.6	Caracterización del fitoplancton	48
5.7	Análisis estadístico	59
5.8	Estado Trófico del lago	61
5.9	Determinación de las fuentes puntuales y difusas de nutrientes.....	63
5.9.1	Fuentes puntuales	63
5.9.2	Fuentes difusas	66
5.10	Estimación de las cargas de nutrientes al lago	69
5.10.1	Cargas externas.....	69
5.10.2	Cargas internas	71
5.11	Cuantificación de cianotoxinas	76
6	MEDIDAS DE RECUPERACION	78
6.1	Plan de manejo Integrado de lagos	79
6.2	Técnicas de Control	80
6.2.1	Técnicas de control externo.....	80
6.2.2	Técnicas de Manejo Interno	80
6.3	PROPUESTA DE MEDIDAS DE RECUPERACIÓN	83
6.3.1	Medidas de control externo	83
6.3.2	Medidas de control interno.....	85
7	CONCLUSIONES.....	94
8	BIBLIOGRAFÍA.....	97
9	ANEXOS.....	105

1 RESUMEN

El Lago Vichuquén es un ecosistema léntico de aguas salinas, de origen albuférico, ubicado en la vertiente Oeste de la cordillera de la costa de la VII región de Chile, en el límite entre la VI y la VII región (Ramírez et al., 2004). Dicho ecosistema forma un complejo lacustre conformado por el lago Vichuquén, y las lagunas Torca, Dulce y Tilicura. Por mucho tiempo el lago Vichuquén ha sido un importante centro turístico de la región del Maule. En los últimos años este cuerpo de agua, ha experimentado el desarrollo de floraciones de cianobacterias, como consecuencia del incremento en su estado trófico, generando serios problemas ambientales para la comunidad y el ecosistema. Sin embargo, no existe información acerca de cuáles son las concentraciones ni el origen de los nutrientes que llegan al lago. De acuerdo con lo anterior, el presente estudio tuvo por objetivo determinar el estado trófico actual y las fuentes de nutrientes al lago. Para ello se muestrearon estacionalmente parámetros físico-químicos de calidad de agua y sedimentos en el lago y sus principales tributarios durante el periodo de un año (2015-2016). Además se determinó la estructura comunitaria del fitoplancton y se caracterizó la cobertura de uso de suelo de la cuenca.

Los resultados mostraron que la condición trófica actual del lago corresponde a un nivel eutrófico. En relación a los nutrientes se determinó que el principal ingreso proviene desde los sedimentos del lago y secundariamente desde los tributarios durante el periodo de invierno. Las altas concentraciones de fósforo total y diferentes formas de nitrógeno condicionaron la estructura comunitaria del fitoplancton, la que estuvo dominada por cianobacterias. El uso de suelo de la cuenca estuvo dominado por el monocultivo forestal, el que en conjunto con las actividades agrícolas y asentamientos humanos ocupan más del 70% de la cuenca.

Finalmente, se proponen tanto medidas de control externo como interno para el tratamiento de la eutroficación del lago Vichuquén. Como medidas externas se propone el desvío de la descarga de aguas servidas de la planta de tratamiento de la localidad de Llico, mediante la construcción de un emisario submarino con descarga al mar. Al mismo tiempo se propone la implementación de un sistema de control del desagüe del lago al estero Llico, que permita la salida del lago al mar, pero que al mismo tiempo evite el ingreso de agua salada al lago. Como medidas de control interno se propone el uso del pasto Vetiver como medida de fitorremediación y el uso del método del Phoslock para disminuir la concentración de fósforo en la columna de agua.

2 INTRODUCCIÓN

El Lago Vichuquén es un ecosistema léntico de aguas salinas, de origen albuférico, ubicado en la vertiente Oeste de la cordillera de la costa de la VII región de Chile, en el límite entre la VI y la VII región (Ramírez et al., 2004). Dicho ecosistema forma un complejo lacustre integrado por el lago Vichuquén, y las lagunas Torca, Dulce y Tilicura. El clima en esta localidad es de tipo mediterráneo, con inviernos cortos, lluviosos y fríos, y veranos largos, calurosos y secos (EULA, 2008). Laguna Torca, actualmente se encuentra colmatada con sedimentos y vegetación acuática, sirve de refugio a una rica avifauna. Por tal razón, ha sido declarada Santuario de la Naturaleza y se encuentra bajo la protección y cuidado de la Corporación Nacional Forestal (Donoso, 1974). El complejo lacustre vierte sus aguas al mar a través del estero Llico, que debido a la influencia marina puede ser considerado como un estuario (Montero, 1969, fide Ramírez et al., 2004). A través de este estero y especialmente en invierno, se produce el ingreso de agua salada que les da a estos cuerpos acuáticos el carácter de albuferas, con aguas salobres (Ramírez et al., 2002).

De acuerdo al estudio realizado por el Centro EULA-Chile (2008), el lago Vichuquén presenta evidentes síntomas de eutrofización y de una elevada tasa de sedimentación, lo cual lo estaría afectando como ecosistema acuático de uso múltiple. La condición trófica del Lago se ha visto incrementada en los últimos años, lo que se traduce en el desarrollo de floraciones de microalgas permanentes (agua de color verde), presencia de mal olor y alta turbiedad. Como consecuencia de ello, el año 2015 la autoridad sanitaria prohibió su uso para actividades turísticas y recreativas, principalmente por constituir un riesgo para la salud de las personas y presentar un foco de infección.

Debido a la diversidad de problemas que genera la eutrofización del lago, se requiere de una adecuada evaluación del estado trófico y el desarrollo de un programa de monitoreo que permita determinar su evolución en el tiempo. De acuerdo con lo anteriormente planteado, la presente propuesta de investigación tuvo por finalidad realizar una evaluación del estado trófico actual del lago Vichuquén e identificar las fuentes puntuales y difusas de nutrientes (nitrógeno y fósforo) al lago.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

- Realizar un diagnóstico ambiental y elaborar una propuesta de medidas para la recuperación del lago Vichuquén.

3.2 Objetivos específicos

- Realizar una caracterización histórico-ambiental del lago Vichuquén.
- Realizar una evaluación del estado trófico actual del lago.
- Estimar las cargas de nitrógeno y fósforo que ingresan al lago (fuentes puntuales y difusas).
- Evaluar y cuantificar la presencia de cianotoxinas en el lago.
- Elaborar un plan de medidas para el control de la eutroficación del lago Vichuquén.

4 METODOLOGÍA

4.1 Análisis histórico-ambiental

Para reconstruir el pasado ambiental del lago Vichuquén y su zona adyacente se realizó un trabajo de recopilación, selección y análisis de fuentes bibliográficas, principalmente entre fines del siglo XVIII e inicios del XX, privilegiándose la información testimonial o primaria obtenida desde los registros de exploraciones geográficas e hidrográficas de época. Relevante fue también el uso de cartografía histórica, especialmente aquella del siglo XIX. Además, en el reconocimiento de la toponimia local, resultó clave la utilización de diccionarios geográficos históricos. Compulsadas las fuentes documentales se recabó toda aquella información que, de manera explícita, hiciera referencia al escenario natural del área de estudio durante el período histórico señalado. Sobre la base de estos antecedentes, utilizando el método de progresión histórica (Bolós, 1992), se fue reconstruyendo la dinámica ambiental del territorio, para lo cual se estableció una línea base, o descripción del estado en que se encontraba el paisaje natural del lago Vichuquén y sus alrededores hacia mediados del siglo XIX. A partir de aquella época se realiza una descripción y evaluación cualitativa de las condiciones ambientales del área de estudio hasta inicios del siglo XX.

4.2 Evaluación del estado trófico

4.2.1 Análisis morfométrico

La caracterización morfométrica consideró los siguientes parámetros: área del espejo de agua, perímetro, longitud máxima total, área de la cuenca de drenaje e índices construidos a partir de las variables anteriores. Se empleó la cartografía digitalizada y procesada en el software ArcGis 10.1, la que fue proporcionada por el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile (SHOA) y los parámetros morfométricos se calcularon siguiendo a Wetzel (1981) y Wetzel & Likens (2000).

4.2.2 Calidad del agua

La caracterización de la calidad del agua contempló el desarrollo de un muestreo estacional (invierno-primavera-verano-otoño) en cuatro estaciones en el lago y en sus principales afluentes (Figura 1).

En cada una de las estaciones se tomaron muestras de agua puntuales a tres profundidades (superficie, medio y fondo) para el análisis de los siguientes parámetros: alcalinidad, oxígeno disuelto, nitrato, nitrito, amonio, nitrógeno total, fósforo soluble, fósforo total, clorofila a,

sílice, sólidos suspendidos totales, coliformes fecales y microcistinas. A las mismas profundidades se colectaron muestras para el análisis cuali y cuantitativo de fitoplancton. Las muestras fueron debidamente rotuladas y conservadas a 4 ° C en cajas térmicas, para su traslado y posterior análisis en el laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA-Chile. Laboratorio acreditado por el Instituto Nacional de Normalización para la Norma Chilena NCh ISO 17.025 of 2005. En la Tabla 1, se entregan las metodologías y límites de detección de cada uno de los parámetros a analizados.

Además, en cada estación del lago se efectuaron perfiles limnológicos con un CTD marca SeaBird 19Plus, con sensores de temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, profundidad, clorofila-a y se realizaron mediciones *in situ* de transparencia (disco Secchi).

Los sedimentos fueron muestreados en forma estacional, en las mismas estaciones de muestreo de la columna de agua mediante la utilización de una draga modelo Van Veen. En cada muestra se realizaron análisis granulométricos, materia orgánica y fósforo total. Algunas variables ambientales de los sedimentos fueron medidos en terreno debido a que se alteran durante su transporte al laboratorio. De acuerdo con esto la capacidad de óxido-reducción de los sedimentos (Redox), se midió utilizando un potenciómetro marca Hanna®, con un sensor de ORP modelo HI 3620D, el pH con un pH-metro Hanna®, equipado con un sensor HI 10530, especialmente diseñado para la medición de semi-sólidos.

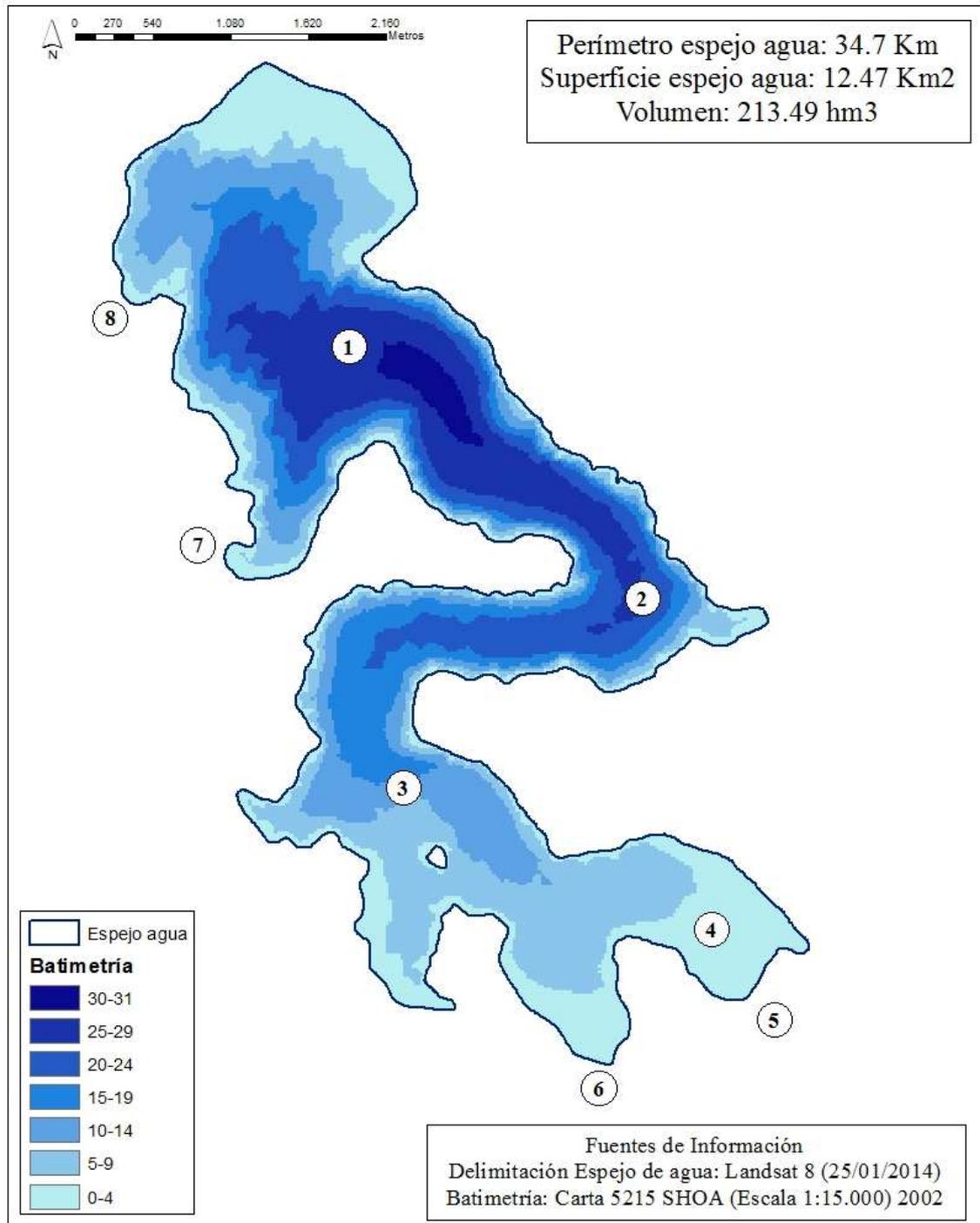


Figura 1. Mapa batimétrico general del Lago Vichuquén y localización de las ocho estaciones de muestreo de la columna de agua y sedimentos (Ecosistema lacustre: Estaciones 1-4; Principales afluentes: Estaciones 5-8).

Tabla 1. Metodologías y límites de detección de cada uno de los parámetros a analizar.

Parámetro	Metodología	Límites Detección
Transparencia	Disco Secchi	NA
Temperatura	2250 B Standard Methods 22th Edit. Termometría	0,1 °C
pH	4500 H B Standard Methods 22th Edit. Electrometría	0,1
Conductividad	2510 B Standard Methods 22th Edit. Electrometría	0,1 µS/cm
Oxígeno Disuelto	Oxigenómetro	0,2 mg/L
Alcalinidad	2340 Hardness. Standard Methods 22th Edition.	0,1 mg/L CaCO ₃
Nitrato	4110 B. Standard Methods 22th Edit. Determinación de aniones por cromatografía iónica con supresión química	0,005 mg/L
Nitrito	4110 B. Standard Methods 22th Edit. Determinación de aniones por cromatografía iónica con supresión química	0,015 mg/L
Amonio	4110 B. Standard Methods 22th Edit. Determinación de aniones por cromatografía iónica con supresión química	0,02 mg/L
Nitrógeno Total	4500-N C Standard Methods 22th Edit-EAM	0,01 mg/L
Orto-Fosfato	4110 B. Standard Methods 22th Edit. Determinación de aniones por cromatografía iónica con supresión química	0,040 mg/L
Fósforo Total	4500 P B Standard Methods 22th Edit. EAM	0,01 mg/L
Clorofila	Método Fluorométrico	0,09 µg/L
Sílice	4500-SiO ₂ Standard Methods 22th Edition-AM	0,20 mg/L
Sólidos Suspendidos Totales	NCh 2313/3 Of. 95. Gravimetría. / 2540 D Standard Methods 22th Edition. Gravimetría.	1 mg/L
Fitoplancton	Microscopía fotónica y Uthermohl, 1958	
Coliformes fecales	Standard Methods 9224E 22th Edit	NMP/100 mL
Microcistina	ISO 20179 : 2005 “ Water quality – Determination of microcystins – Method using solid phase extraction (SPE) and high performance liquid chromatography (HPLC) with ultraviolet (UV) detection.	1 µg/L

4.2.3 Caracterización de Fitoplancton

Las muestras obtenidas para el análisis del fitoplancton fueron fijadas en terreno con solución de lugol. Adicionalmente se colectaron muestras cualitativas mediante el uso de una red de 20 micras (muestras de arrastre). Durante la campaña de otoño, se tomaron muestras en el Estero Llico y en la Laguna Torca para determinar la abundancia de las cianobacterias, debido a la evidente la presencia de floraciones de cianobacterias en estos cuerpos de agua. Los sitios de toma de la muestra se muestran en la Figura 2.

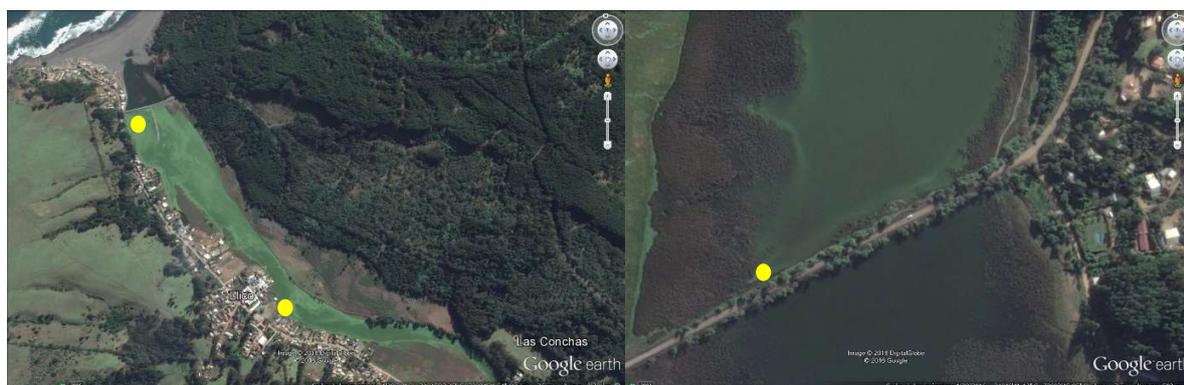


Figura 2. Ubicación de los sitios de toma de muestra en el Estero Llico y Laguna Torca.

Se realizó un inventario de todos los taxa presentes en las muestras mediante su observación en un microscopio Carl Zeiss Axioplan en los objetivos 40x y 100x. Para la clasificación e identificación de los distintos grupos algales se utilizó literatura especializada: algas verdes (Buchheim et al., 2005; Hegewald et al., 2010; Bock et al., 2011; Leliaert et al., 2012; Krienitz et al., 2011; y Krienitz & Bock, 2012); Cyanophyceae Komárek & Anagnostidis, 1986; 2005; Komárek, 2008; Komárek, 2013); Chrysophyceae y Synurophyceae (Andersen, 2007); Cryptophyceae (Cerino & Zingone, 2007; Choi et al., 2013); Dinophyceae (Moestrup & Daugbjerg, 2007); Euglenophyceae (Marin et al., 2003; Triemer & Farmer, 2007); Bacillariaceae (Rumrich et al., 2000; Lange-Bertalot & Ulrich, 2014). Para todos los grupos algales se consultó la bibliografía local de Parra et al. (1982-1983) y Rivera et al. (1982) y la base de datos de la Universidad de Irlanda disponible en internet (<http://www.algaebase.org> Guiry & Guiry, 2016).

La cuantificación de células se realizó por el método de Utermöhl (1958) en un microscopio invertido (Zeiss Axiovert 35). El volumen de las cámaras utilizadas dependió de la densidad del fitoplancton (concentración de células por ml de muestra) (Alveal, 1995). A mayor concentración de células se ocuparon cámaras de menor volumen. El conteo se realizó por medio de campos de observación (con aumento 40x) escogidos al azar, el número de campos

dependió de la frecuencia de las especies presentes en la muestra. En cada campo se contabilizaron todas las células encontradas, un total de 100 células de la especie más frecuente y/o un mínimo 400 por muestra (Elosegi & Sabater, 2009). En el caso de filamentos y algunas colonias de la clase Cyanophyceae se contabilizó el número de filamentos/colonias, y en 30 escogidos al azar se enumeró la cantidad de células, el que posteriormente fue promediado y multiplicado por el número de filamentos/colonias contabilizadas. Los resultados fueron reportados en número de células por litro (cel./L) (Hötzel & Croome, 1999).

En el caso de floraciones de cianobacterias (p.e. *Microcystis*), las colonias fueron desintegradas por el método de hidrólisis alcalina (a 1 ml de muestra se añadió 2 a 3 gotas de KOH 1 M y se llevó a baño de maría a 90° C por 45 min aproximadamente), el número de células se contabilizó en una cámara de Neubauer y reportaron como número de células por litro (cel./L).

- Análisis de datos

Todos los datos colectados fueron agrupados por sitio de muestreo, profundidad y estación del año (invierno, primavera, verano, otoño) y analizados con estadística descriptiva (mínimo, máximo, promedio). La comunidad de fitoplancton se describió mediante la identificación de todos los taxones de la comunidad a nivel de clase y determinaron diferentes índices biológicos como la abundancia relativa, riqueza taxonómica (índice de Margalef, d), equidad (índice de Pielou, J) y diversidad (índice Shannon Wiener, H'). Se realizaron análisis estadísticos no paramétricos de Kruskal Wallis ANOVA para identificar diferencias entre los parámetros de la comunidad, considerando los factores (estación de muestreo, profundidad y época del año).

Con el fin de determinar diferencias entre la estructura de la comunidad a nivel temporal y espacial, se realizó un análisis de conglomerados y de ordenamiento multidimensional no-métrico (MDS). Previamente, los datos de abundancia fueron transformados a $\log(n+1)$ y se utilizó el índice de Bray Curtis. Diferencias significativas entre los sitios de muestreo del lago y las estaciones del año fueron determinadas con el análisis ANOSIM a dos vías. Se identificaron los taxones que determinaron diferencias a nivel espacial y temporal con el análisis de SIMPER. Los datos fueron analizados usando el programa PRIMER. Se identificaron los parámetros ambientales que mejor explican el patrón de la comunidad fitoplanctónica en el lago mediante un análisis de correspondencia canónica RDA en el programa R.

4.2.4 Análisis estadístico

Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para determinar que parámetros explican mejor variabilidad entre campañas (Invierno, Primavera, Verano y Otoño), sitios (V1, V2, V3 y V4) y profundidades de muestreo (S= superficie, M= medio y F= fondo). Previo a este análisis, las variables ambientales analizadas fueron transformadas a logaritmo natural y posteriormente normalizadas, con la finalidad de cumplir con la normalidad de datos y hacerlas comparables independiente de su unidad de medida. Todos los análisis fueron realizados utilizando el paquete estadístico *vegan* del software R.

4.2.5 Estado trófico del lago

En términos generales, los lagos y embalses pueden clasificarse como oligotróficos (del griego “poco alimento”) o eutrófico (del griego “bien alimentado”), además de un término que indica una transición entre ambos estados, mesotrófico. A pesar de que estas descripciones tróficas no tienen significado absoluto alguno, son utilizadas de forma general para denotar la situación de la cantidad de nutrientes en una masa de agua (Ryding & Rast, 1992). Para definir el estado trófico de un cuerpo de agua se utilizan diferentes índices de estado trófico calculados a partir de distintos parámetros. Normalmente se basan en la determinación del contenido de clorofila α en la columna de agua y además, se evalúa el contenido del nutriente limitante, que en la mayor parte de los casos corresponde a fósforo. El grado de eutrofización también se puede determinar a través de la transparencia del agua.

En el presente estudio se utilizan las clasificaciones propuestas por la OCDE (1982) y Carlson (1977) para la clasificación trófica del sistema en estudio (Tabla 2 y 3). El Índice de Estado Trófico de Carlson (1977), es uno de los más importantes y utilizados en el mundo, se basa en la relación entre la transparencia del agua (Ds), la concentración de clorofila α (Chl a) y fósforo total (Pt). Su rango de valores fluctúa entre 0 a 100, siendo el primero un estado oligotrófico y el último hipereutrófico.

Tabla 2. Valores límites para la clasificación trófica de lagos (OCDE, 1982).

Categoría trófica	P-total (µg/L)	Clorofila a media (µg/L)	Clorofila a máxima (µg/L)	Prof. Secchi media (m)
Ultraoligotrófico	< 4,0	< 1,0	< 2,5	> 12
Oligotrófico	< 10,0	< 2,5	< 8,0	> 6
Mesotrófico	10 - 35	2,5-8	8 - 25	6 – 3
Eutrófico	35 - 100	8 - 25	25 - 75	3 – 1,5
Hipereutrófico	> 100	> 25	> 75	< 1,5

Tabla 3. Escala de valores del estado trófico en los cuerpos de agua.

Grado de Trofia	TSI	Ds (m)	Pt (mg/m ³)	Chl a (mg/m ³)
Oligotrófico TSI < 30	0	64	0,75	0,04
	10	32	1,5	0,12
	20	16	3	0,34
	30	8	6	0,94
Mesotrófico 30 < TSI < 60	40	4	12	2,6
	50	2	24	6,4
	60	1	48	20
Eutrófico 60 < TSI < 90	70	0,5	96	56
	80	0,25	192	154
	90	0,12	384	427
Hipereutrófico 90 < TSI < 100	100	0,06	768	427
Relación de los parámetros de eutrofización		$\frac{TSI_{Ds}}{2}$	$2 \times TSI_{Pt}$	$\sqrt{7.8} TSI_{Chl a}$

Las siguientes ecuaciones fueron aplicadas para estimar el estado trófico de lagos a través del Índice de Carlson (1977):

Transparencia del agua (Ds) (m):	$TSI_{Ds} = 60 - 14.41 \ln Ds$
Fósforo total (Pt) (mg/m ³):	$TSI_{Pt} = 14,42 \ln Pt + 4,15$
Clorofila α (Chl a) (mg/m ³):	$TSI_{Chl a} = 9,81 \ln Chl a + 30,6$

Donde,

- Ds*: Disco Secchi (m)
- Chl a*: Clorofila “a” (µg/L)
- Pt*: Fósforo Total (µg/L)

4.3 Determinación de las fuentes puntuales y difusas de nutrientes

4.3.1 Fuentes puntuales

4.3.1.1 Efluentes industriales y domésticos

La identificación de las fuentes puntuales se realizó con la información obtenida de la Superintendencia del Medio Ambiente (www.sma.gob.cl), el Servicio de Evaluación Ambiental (www.sea.gob.cl), y la Superintendencia de Servicios Sanitarios (www.siss.gob.cl). A partir de esta información se procedió a seleccionar las instalaciones ubicadas, según sus coordenadas geográficas, en el área de estudio que tuvieran influencia sobre el lago y sus tributarios.

4.3.1.2 Tributarios

La identificación de los tributarios se efectuó a partir de un modelo de elevación digital del área de estudio (Global Digital Elevation Model Version 2) obtenida de la NASA-METI (2011). Posteriormente en terreno se procedió verificar su presencia y georreferenciación mediante el uso de un GPSmap Garmin 62sc. Las cargas de nutrientes que llegan al lago a través de sus tributarios se estimaron a partir de la determinación de la concentración de fósforo y nitrógeno y la medición de los caudales en cada uno de los tributarios. La metodología para el análisis de nutrientes es la misma utilizada para las muestras del lago (ver Tabla 1). En la Figura 1 se indican los puntos de muestreo de los afluentes.

Medición de caudal

La medición de caudales (aforo) se efectuó mediante el uso de un correntómetro marca Gurley modelo 625 y el método Área-Velocidad recomendado por la DGA (DGA, 1978), donde el caudal (Q) es igual al Área (A) por la Velocidad del flujo (V). La metodología consta de los siguientes pasos: (a) selección de la sección transversal al flujo, (b) definición de sub-secciones verticales según ancho del cauce; (c) medición de la velocidad media en la sub-sección vertical y (d) cálculo del caudal en cada sub-sección y del caudal total.

- Selección de la sección transversal al flujo
 - La sección transversal debe cumplir una serie de requisitos, entre los cuales destacan:
 - Sección uniforme y pendiente tal que asegure un flujo paralelo y no turbulento,
 - Lejana de cualquier influencia (mareas, embalses, etc.).
 - Profundidad y velocidad deben garantizar uso de los instrumentos.
 - Se debe asegurar que no cambie la sección (sin lecho móvil).

- Buena accesibilidad

- Definición de sub-secciones verticales según ancho del cauce.
El criterio de selección para definir el número de secciones verticales va a depender del ancho total del cauce.
- Medición de la velocidad media en la sub-sección vertical
Se ha comprobado teórica y experimentalmente que la velocidad medida a una profundidad de 0.6 h (h: profundidad total en una sección transversal) coincide con la velocidad media en esa sección. De esta forma, sólo es necesario medir la velocidad en este punto para calcular el caudal en cada sub-sección. También se puede usar la media entre $V(0.8h)$ y $V(0.2h)$.
- Cálculo del caudal en cada sub-sección y caudal total
Primero se calcula el caudal en cada sub-sección mediante la siguiente ecuación $q_i = V_i A_i$ y posteriormente el caudal total (Q) como: $Q = \sum V_i A_i$.

4.3.2 Fuentes difusas

4.3.2.1 Usos de suelo en la cuenca

Para el análisis de cambio en la cobertura de usos de suelo se recopiló la información relativa al área de estudio generada por la Corporación Nacional Forestal, la que corresponde al Catastro de Usos de Suelo y Vegetación para la región del Maule. Las versiones existentes corresponden a los años 1999 y 2009, las que se obtuvieron desde la página web del Sistema de Información Territorial de CONAF (<http://sit.conaf.cl/>).

Por otro lado, se obtuvo la información espacial relacionada con la división comunal de la cuenca desde la Biblioteca del Congreso Nacional de Chile y por último, la batimetría del lago Vichuquén fue proporcionada por el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile (SHOA).

Para delimitar el área de drenaje, se utilizó un Modelo de Elevación Digital mediante las herramientas Hidrológicas de Análisis Espacial de ArcGis 10.1, con las que se calcularon los parámetros morfométricos de la cuenca del lago Vichuquén.

La información recopilada se integró en un archivo espacial del área de estudio, en el que se realizaron los procesos de trabajo.

4.4 Estimación de las cargas de nutrientes al lago

4.4.1 Cargas externas

La estimación de las cargas difusas se realizó considerando los diferentes usos del suelo, el coeficiente de exportación de nutrientes según uso de suelo y la precipitación sobre la cuenca.

- Precipitaciones

Se determinaron las estaciones meteorológicas presentes en la cuenca del lago en estudio. Los datos de precipitaciones y la ubicación de las estaciones meteorológicas fueron obtenidos de la Dirección General de Aguas (www.dga.cl), para el periodo comprendido entre los años 2009 y 2015. Posteriormente, para determinar el agua que cae sobre el área de drenaje del lago se utilizó el método de interpolación espacial de los Polígonos de Thiessen. Este método permite conocer el área de influencia de las estaciones elegidas dentro de la cuenca y estimar la precipitación que escurre hacia el lago.

- Escorrentía por Método Curva Número

Las entradas de agua provenientes de las laderas y pequeños esteros para la cuenca del lago Vichuquén se estimaron a través del método de Curva Número (CN).

El método CN entrega como resultado el volumen de precipitación que escurre desde una superficie con un cierto uso y tipo de suelo. Este último parámetro fue obtenido a partir de la base de datos “Harmonized World Soil Database” (HWSD) del International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) (http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/HWSD_Data.html?sb=4).

Los efectos del tipo y uso de suelo se expresan a través del valor curva número CN, los que se presentan en la Tabla 4 (US-SCS 1986). El valor de curva número se mueve entre 0 y 100, a mayor CN mayor impermeabilidad del suelo.

Tabla 4. Valores de curva número CN.

Uso de suelo	clase	Grupo de suelo hidrológico				Notas
		A	B	C	D	
1	AGRF	62	73	81	84	Agricultura, terreno forestal convertido, uso de trigo como indicador.
2	AGRL	31	59	72	79	Agricultura, áreas con cultivo de arroz, base sobre alfalfa como sustituto.
3	CMCL	50	58	62	65	Mosaico de cultivos, área de cultivo > 30%
4	DECD	45	66	77	83	Bosque caduco
5	EHCD	25	55	70	77	Bosque perenne, densidad de cobertura alta.
6	EMLD	26	61	77	85	Bosque perenne, densidad de cobertura media
7	GRAS	49	69	79	84	Área de pastoreo, pastizales
8	MEDM	40	66	80	87	Bosque mixto (perenne y caduco, densidad media a baja)
9	MXMS	43	72	88	95	Mixed masaic
10	PLAN	45	66	77	83	Plantaciones forestales
11	WSEV	39	61	74	80	Perenne, bosque y matorrales

Fuente: US-SCS 1986

La retención potencial de agua en el suelo se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$S_{retention} = \frac{2540}{CN} - 25,4$$

Donde:

$S_{retention}$: retención potencial de agua en el suelo

CN: valor curva número calculado

Finalmente, la escorrentía superficial se calcula como:

$$R = \begin{cases} (R_{fall} - 0,2S_{retention})^2 & R_{fall} > 0,2S_{retention} \\ R_{fall} + 0,8S_{retention} & R_{fall} \leq 0,2S_{retention} \end{cases}$$

Donde:

R: escorrentía superficial

R_{fall} : lluvia caída

$S_{retention}$: retención potencial de agua en el suelo.

- Exportación de nutrientes

Se obtuvo el uso de suelo para el año 2009, el que fue considerado representativo para determinar las cargas de nutrientes para el periodo 2009 – 2015. Los usos de suelo fueron utilizados para calcular la exportación de nitrógeno y fósforo total, además, para estimar la escorrentía a través del método curva número. Los coeficientes de exportación para plantaciones forestales, agricultura y urbano se obtuvieron desde literatura comparando sitios con similares condiciones de precipitación, escorrentía y tipo de suelo (Tabla 5).

Tabla 5. Coeficientes de exportación.

Uso del suelo	UACH, 2014		Reckhow et al., 1980	
	N- tot (µg/l)	P- tot (µg/l)	N- tot (µg/l)	P- tot (µg/l)
Plantación forestal	225,8	12,0	881,3	109,4
Agricultura	314,7	28,7	15306,0	1566,3
Urbano	452,0	-	3536,7	677,5
Bosque nativo	67,3	4,9	-	-
Cuerpos de agua	95,6	8,6	-	-
Humedales	95,6	8,6	-	-
Matorral	180,0	15,1	-	-
Praderas	318,6	27,4	-	-

4.4.2 Cargas internas

Los aportes internos se obtuvieron a partir de la determinación de la concentración de fósforo en los sedimentos. Además se procedió a realizar una caracterización de la granulometría y contenido de materia orgánica siguiendo la metodología que se describe a continuación.

- Granulometría

Para estimar la distribución del tamaño de partículas de la muestra, se colectó una submuestra de sedimento desde la muestra original, la cual fue tamizada a 2000µm. La fracción menor a 2000 µm fue introducida en un analizador Mastersizer 3000, a través de la unidad de dispersión Hydro EV, utilizando agua como líquido dispersante. La distribución del tamaño de partículas fue estimada mediante difracción laser, lo cual permite detectar partículas dentro de un rango de tamaño de 0.01 a 3000 µm. Todas las mediciones fueron realizadas en triplicado.

El instrumento entrega en porcentajes los tamaños de las partículas, los cuales son determinados por el ángulo de difracción de las partículas, a través de funciones matemáticas

y geométricas basadas en la teoría del diámetro de la esfera equivalente y la aproximación de Mie (Labplus International, 2000). Posteriormente, estos resultados fueron introducidos en la planilla Gradistat v8.0 (Blott, 2010) para obtener los parámetros granulométricos según el método de momento.

- Materia orgánica

Para determinar el porcentaje de contenido orgánico en las muestras, se colectó una submuestra de sedimento (5 a 10 gr) desde la muestra original. Estas fueron secadas al aire y tamizadas a 2 mm. La porción menor a 2 mm, fue secada en la estufa a 105 + 5°C durante 2 horas. Se calculó el peso de la muestra seca y se colocó en un crisol, previamente pesado. Los crisoles con muestra fueron introducidos en una mufla a una temperatura de 360°C durante 16 horas. Finalmente, las muestras se dejaron enfriar en un desecador y se pesaron (Sadzawka et al., 2006).

Para calcular la materia orgánica como pérdida de peso por calcinación se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{Pérdida por calcinación (\%)}: \frac{a - b}{a - c} \times 100$$

Dónde:

a = Masa en g del sedimento seco a 105 + 5°C + crisol

b = Masa en g del residuo de calcinación + crisol

c = Masa en g del crisol

5 RESULTADOS

5.1 Antecedentes histórico-ambientales del lago Vichuquén

La antigua albufera o laguna litoral de Vichuquén, denominada también laguna de Lora durante el s. XVIII, en alusión al pueblo de indios que existía en la comarca desde los primeros tiempos de la colonia (Alcedo 1798, II: 605; Solano Asta-Buruaga 1899: 386), mismo que hacia fines de aquel siglo –específicamente en 1788– se rebautizó como “San Antonio de Vichuquén” (Alcedo 1798, V: 304; Espinoza 1897: 290, Solano Asta-Buruaga 1899: 878-879). De acuerdo a Vidal Gormaz (1873: 25) parte de la nueva denominación de ese poblado provenía “del nombre de la albúfera [sic] vecina, que es corrupcion de *vuta* (grande) i de *lauquen* (mar), que quiere decir *laguna* o *mar grande*. En tal sentido es muy probable que el nombre “Vichuquén o Vichuquén”, alternando con el de Lora, fuera utilizado durante el s. XVIII, y tal vez desde antes, para referirse al mencionado cuerpo de agua. Desde inicios del s. XIX era de uso común el hidrónimo “lago de Vichuquén”, no obstante a que entonces fuese conocido también como “lago de Llico” (Bliss, 1866).

Los primeros datos documentales que entregan algunos indicios sobre el pasado ambiental del lago Vichuquén los aportó el abate Molina, en las postrimerías del periodo colonial, al referirse a la producción de “sal común” o de mar, indicando: “Sin el fastidio de tener que conducir el agua de mar a fosas adecuadas, como se practica en otras partes, se la encuentra -bella y ya hecha- en los vastos estuarios o lagos de *Bucalemu*, *Boyeruca* y *Vichuquén*, donde cada año se cristaliza espontáneamente, en tanta cantidad, que podrían cargarse con ella muchos barcos. Los nacionales la usan, proporcionalmente, en pequeñísima parte; el resto se licúa con las lluvias invernales” (Molina, 1986: 83). Las palabras de Molina nos permiten inferir que, en aquella época, la influencia del agua de mar sobre el lago en estudio habría sido tal vez mayor que la ejercida en la actualidad.

Así también, en noviembre de 1855 el ingeniero Horacio Bliss, comisionado por el Gobierno de Chile, emitía un informe sobre lago de Vichuquén y zona del puerto de Llico, donde, de acuerdo a los conocimientos de la época, proporcionaba antecedentes sobre la antigua conformación de aquella albufera y su desagüe: “Los accidentes topográficos del lago de Vichuquén i su entrada, a primera vista, inducen fuertemente a creer que son los restos de un antiguo estuario o brazo de mar. El llano de aluvi6n, que ahora guarnece la salida angosta i sinuosa del lago, parece haber sido nivelado por las olas del Océano, las cuales en siglos anteriores hubiesen barrido su superficie; i una capa de conchas marinas que se encuentra en este aluvion, como a tres piés de la superficie del Océano, no deja lugar a dudar de que este llano fué el lecho de un canal, mucho más ancho i profundo que el de hoi. Pero a proporción que la costa se levantaba del Océano la anchura i profundidad del canal iba disminuyendo, de modo que la marea, moviéndose en el lago, subia i bajaba con una corriente demasiado

débil para impedir la formación de la barra, que se encuentra ahora a la parte de afuera de la entrada del lago” (Bliss, 1866: 44).

Años más tarde, en 1872, también comisionado por el Supremo Gobierno de la República, el capitán de marina Francisco Vidal Gormaz exploraba la “albúfera [sic] de Vichuquén” sustentando la tesis que en antiguos tiempos dicha albufera cubría un área bastante mayor, donde la inmediatamente adyacente laguna “Torca ha sido [...] una parte integrante de Vichuquén, como asimismo la laguna de Tilicura situada al oriente. Pero el levantamiento gradual o los sucesivos que debe haber experimentado aquella costa, han contribuido a su separación. Por otra parte, el curso de las arenas que marchan en Llico de occidente a oriente, relleno los bajos del terreno y parte de la albúfera, han formado las delgadas lengüetas que la hacen independiente” (Vidal Gormaz, 1873: 43).

Como se puede apreciar, durante la segunda mitad del s. XIX, y como parte del proceso de consolidación de la República, los sucesivos gobiernos fueron comisionando distintas expediciones con el fin reconocer el territorio nacional, su poblamiento, recursos económicos y estratégicos. De esta manera, conociéndose sus potencialidades físicas y productivas, se podría ir planificando el desarrollo de distintas zonas del país. Como resultados de aquellas exploraciones se elaboraron consecutivos y prolijos informes geográficos e hidrográficos que generaron un mayor conocimiento de las características y recursos naturales con que contaba el país.

5.1.1 El reconocimiento realizado por el ingeniero Horacio Bliss en 1855

En el contexto histórico antes señalado se propusieron y elaboraron distintos proyectos gubernamentales, que implicarían exhaustivos estudios de la zona litoral y de algunos cuerpos de aguas continentales existentes en la entonces nueva Provincia de Curicó.

En efecto, en 1855, durante el primer gobierno de Manuel Montt, se concibió la idea de convertir al lago Vichuquén en una base o apostadero naval, dado que ofrecía buenas condiciones de defensa, recursos y abrigo para los buques de la marina nacional. Se trataba de un proyecto de magnitud que involucraría la construcción de arsenales, astilleros, fortificaciones y otra infinidad de obras, tanto en el lago, como en su emisario de desagüe al mar (Bliss, 1866; Solano Asta-Buruaga, 1899). En virtud de lo concebido, se ordenó el primer reconocimiento registrado del lago Vichuquén, tarea específica realizada durante los meses de agosto y septiembre de aquel mismo año de 1855, dirigida por el ya mencionado ingeniero H. Bliss. En escuetas instrucciones se le encargaba que averiguara si era posible “construir un puerto o bahía en el lago de Vichuquén”, estimando también el probable costo monetario de aquel proyecto (Bliss, 1866: 43).

Uno de los aspectos más relevantes de la exploración de Bliss radicó en que, por primera vez, se sondó parcialmente el lago Vichuquén, no obstante lo cual no se proporcionan los

resultados cuantitativos del sondaje; así también se describe parte de su geomorfología y paisaje natural. En tal sentido el ingeniero indicaba: “Aunque se hicieron sondeos en varios puntos aislados para averiguar el término medio o profundidad jeneral del agua, no se probaron líneas de sondeo continuo sobre toda la superficie del lago [...]. El lago de Vichuquén, si se formase alguna vez una entrada cómoda, ofrecería una de las bahías mas seguras i mas hermosas que se conocen. De cerca de 8 millas de largo, i de una anchura que varia de $\frac{1}{2}$ a 1 milla, de un excelente fondo para ancladero, protegido de todos lados por alturas que sujetan completamente los vientos peligrosos, nada deja de desear como bahía. Hay agua fresca en abundancia, que se vacía en ella de los diversos esteros, i en su vecindad se encuentra buena madera para construcciones navales. En algunas partes del lago las riberas se levantan orgullosamente sobre el agua, mientras que en otros puntos, el agua va bajando gradualmente, desde una hondura de 20 a 2 pies” (Bliss, 1866: 43-45).

Si bien el ingeniero Bliss nos proporciona interesante información sobre las características que entonces poseía al lago Vichuquén y su entorno inmediato, curiosamente no entrega las cifras resultantes del sondaje realizado; solo se limita a señalar el “excelente fondo para ancladero” del lago, destacando además las convenientes condiciones estratégicas que ofrecía el sitio para el cometido propuesto: “Poseyendo estas ventajas naturales, habría toda facilidad para construir astilleros, ferrocarriles marinos, muelles, etc. Como puerto de comercio i depósito naval i astillero, me inclino a creer que sería preferible a cualquier otro punto de la costa de Chile. La longitud i estrechez de su entrada lo harían, con unas pocas piezas de artillería gruesa, bien colocadas, inexpugnable para las mas poderosas escuadras de los tiempos modernos. I al mismo tiempo las largas líneas de costa dura, impenetrables, que se encuentran al Norte i Sur de él, harían sumamente difícil i peligrosa la línea de operaciones que necesariamente había de seguir el ejército invasor de un enemigo extranjero. Su posición estratégica sería pues admirable, i por lo tanto se recomienda al Gobierno para objetos navales” (Bliss, 1866: 45).

No obstante lo anterior, las condiciones hidrográficas naturales que presentaba la rada de Llico, así como la acumulación de arenas en el curso de desagüe del lago, constituían serios obstáculos en la consecución del proyecto. De acuerdo a Bliss (1866: 44) una de las causas que había hecho “disminuir la marea en la entrada, es el depósito de arenas, que son arrastrados por los vientos del Norte, de la costa al interior i caen en el canal de la entrada, disminuyendo de ese modo su capacidad, i de consiguiente la velocidad de sus corrientes”. En aquel entonces, según las mediciones proporcionadas por el mismo autor, la entrada al canal de desagüe del lago desde el mar, variaba en anchura entre aproximadamente 45 y 121 metros en la media marea, con una profundidad fluctuante entre 3.50 y 4.50 metros en las condiciones antes señaladas. Paralelamente frente a esta desembocadura, aproximadamente a 540 metros de la línea costera, se extendía la barra, sobre la cual había una profundidad de unos 3 a 3.60 metros “de agua a media marea”.

En concreto, la materialización del proyecto implicaba el completo dragado del acceso al lago Vichuquén, además del desarrollo de importantes obras ingenieriles. Conocedor de su trabajo Bliss (1866: 45) indicaba que para “formar una entrada al lado [sic] de Vichuquén, será necesario construir un canal para buques, desde la actual rada al lado de afuera de la barra [se refiere a la rada de Llico] hasta las aguas profundas del lago. Esa parte del canal construido en el Océano consistiría únicamente en dos malecones marinos, que se extendiesen desde la playa a la barra hasta las aguas profundas del lago. Esta extensión sería necesaria, a fin de que la corriente, subiendo i bajando entre los malecones, barriese las arenas que de otro modo obstruirían la entrada”. Con respecto al canal (estero Llico), precisaba: “aquella parte que se extiende de la costa del mar a las aguas profundas del lago, se escavaría para sacar el aluvión que ahora constituye el fondo del canal natural, incluyendo el corte completo al través de la península formada por la comba circular del último. La porción de dentro del lago i el canal natural se escavarían por medio de una barredera de vapor (Steam Dredge) i el corte completo a mano” (Bliss, 1866: 45).

Las profundidades requeridas para la navegación del canal propuesto, dependiendo del calado de los buques que habrían de usarlo, se especificaban en aproximadamente 7.50 metros para ser usado con comodidad por buques de guerra y grandes mercantes de aquella época, y de unos 4.50 metros si sólo fuese requerido para la navegación de barcos de cabotaje. En cualquiera de los dos casos el canal debía ser lo “bastante grande para que el flujo i reflujo de la marea, que se extiende al lago, produzca una velocidad de corriente suficiente para barrer en la entrada todos los sedimentos que puedan tener una tendencia a depositarse allí impidiendo la navegación” (Bliss, 1866: 46).

En la parte final de su informe, el autor que hemos venido siguiendo nos entrega un pormenorizado detalle de las obras, materiales e insumos requeridos en su concreción, junto a su costo monetario. Tanto la magnitud de las obras así como los costos de las mismas debieron haber incidido en la materialización del proyecto, pues este no se concretó.

5.1.2 La comisión de F. Vidal Gormaz, sondaje y levantamiento cartográfico del lago

Durante el mes de septiembre de 1872 una pequeña expedición compuesta por personal de la Armada de Chile, comandada por el capitán Francisco Vidal Gormaz, realizó una minuciosa exploración del lago Vichuquén y entorno inmediato, generando valiosa información hidrográfica del lago, su canal de desagüe al mar y puerto de Llico. Se debe destacar que en el transcurso de la exploración se realizó un levantamiento cartográfico de la zona, cuyo resultado fue la confección del “Plano de la albúfera de Vichuquén, rada de Llico i lagunas Torca i Agua Dulce” donde, además de la toponimia local y ribereña del lago, se registra prolijamente la batimetría del mismo, de su desagüe y del puerto de Llico (Figura 3). Es importante señalar aquí que el referido plano se constituyó en el primer documento cartográfico conocido del lago Vichuquén, cuya información sería replicada por el

Almirantazgo Inglés en la carta de 1874, titulada “Llico Road and Vichuquén Lagoon”, conocida también como “Carta inglesa N.º 1312” (Medina, 1889; Anrique, 1894).

- Descripción y caracterización morfológico-hidrográfica del lago Vichuquén.

En su detallado informe sobre el lago Vidal Gormaz (1873: 42) indica: “El gran charco salado denominado albúfera de Vichuquén comunica con el mar por medio de un canalizo somero de 7,800 metros de longitud i con una anchura media de 100, mui entorpecido por bancos de arena, en partes fangoso”. De hecho las cifras del sondaje de este cauce arrojaban entonces una profundidad que variaba entre uno y dos metros en la mayoría de su extensión, aunque en algunos puntos sólo alcanzaba entre los 0.5 y 0.7 metros; esto último en la parte inicial del desagüe, específicamente en la zona denominada “El Rodeo”, donde se formaba un gran meandro (Figura 4). Este meandro corresponde a “la comba circular” señalada por Bliss (1866: 46) en su proyecto de dragado y canalización del desagüe del Vichuquén antes expuesto.

Refiriéndose a las dimensiones de la albúfera propiamente tal el autor señalaba que, trazándose una recta de norte a sur, sin considerar las “puntas que se interponen” esta mantenía un largo de 7375 metros, con una anchura máxima de 2250 metros en su extremidad noroeste, mientras que en su parte más angosta, ubicada en su medianía, no superaba los 525 metros; no siendo posible asignarle una anchura media debido a sus irregulares contornos. “Su forma irregular i serpenteada imprime al estanque una fisonomía especial, a parte de sus ensenadas i recodos, lo que hace que desde ningun punto de ella pueda divisarse la totalidad de sus aguas [...]. Corriendo embarcado la longitud sinuosa de la albúfera en el sentido que seguiría una embarcacion mediana, habria que andar 10 kilómetros largos para andarla de un extremo al otro” (Vidal Gormaz, 1873: 42).

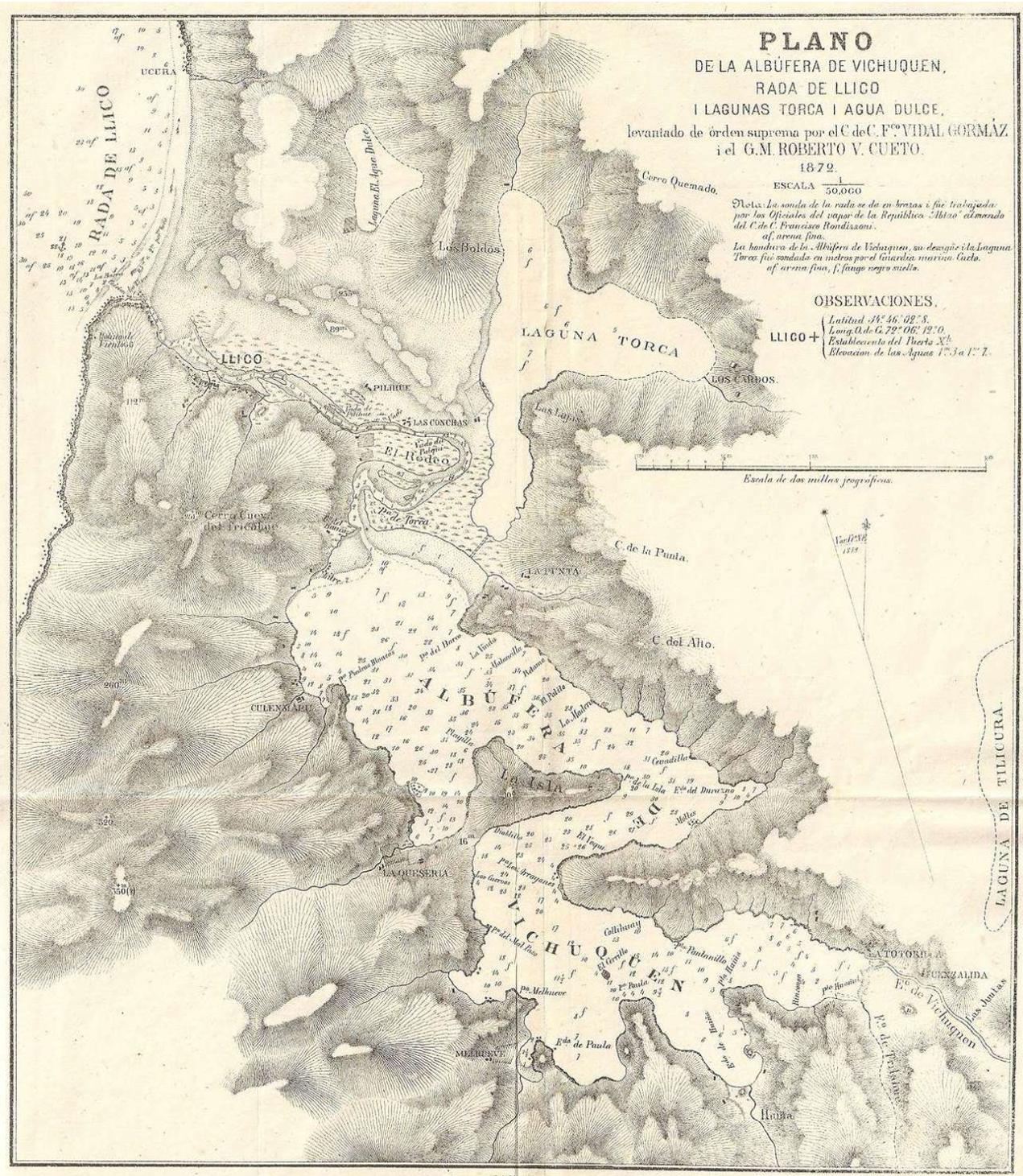


Figura 3. "Plano de la albufera de Vichuquén, rada de Llico i lagunas Torca i Agua Dulce, levantado de orden suprema por el C de C. F^{co}. Vidal Gormazi el G.M. Roberto V. Cueto. 1872".

En cuanto a su perímetro o “bojeo”, este fue calculado en 36 kilómetros, indicándose que el área ocupada por el espejo de agua alcanzaba entonces a las 1320 hectáreas, es decir, unos 13 kilómetros cuadrados, constituyéndose así en la mayor albufera del litoral chileno (Vidal Gormaz 1873: 43).

Uno de los trabajos más importante realizados durante esta exploración fue el prolijo sondaje de a albufera, actividad que estuvo a cargo del guardia marina Roberto Cueto, y cuyos resultados se expresan en detalle en el plano ya citado (Figura 3). Respecto a esta materia se indicaba: “La profundidad de Vichuquén es bien crecida. Propasados los bancos de su costa norte, el fondo aumenta a 10, 20, 30 i 37 metros, hondura que se sostiene en su primera mitad, disminuyendo paulatinamente al paso que se aproxima a su extremo SE. En el último cuarto de su estension, ya solo se encuentran 7 metros, hondura que cae rápidamente en su extremo oriental hasta convertirse en fangales pegajosos, contorneados por pequeños pantanos y totorales” (Vidal Gormaz, 1873: 43).

Es importante destacar que estos datos de sondaje coincidieron con los tomados unos 15 años después, durante el gobierno de José Manuel Balmaceda, cuando se retomó la idea de convertir el Vichuquén en un puerto militar y comercial, además de unir Curicó con el puerto de Llico mediante ferrocarril. En un nuevo informe el ingeniero Ramón Nieto indicaba que, con la finalidad de conocer lo más certeramente posible “el relieve i naturaleza del fondo del lago, se “tomaron dieziocho líneas jenerales y se echaron cuatrocientas nueve sondas”, las que clasificadas por series arrojan los siguientes 20 a 30, y las restante 98 sondas entre los 30 y 36 metros; concluyéndose que estos sondajes hidrográficos evidenciaban que no había “variación o diferencia sensible con las profundidades que se indica en la carta inglesa num. 1312, hecha con datos tomados por oficiales de la marina nacional en 1872” (Nieto, 1888: 393).

Otro resultado importante del sondaje realizado en 1872 radicó en que se pudo conocer y caracterizar el tipo de sedimento acumulado en el fondo de la albufera, estimándose también la profundidad que tenía esta capa: “El fondo de toda ella es de fango negro, hediondo i tan suelto que durante las operaciones de la sonda se tragaba la plomada i hasta dos metros de sondaleza; circunstancia que no permitió apreciar con verdadero rigor la hondura de sus turbias aguas” (Vidal Gormaz, 1873: 42-43). Esta información coincide en parte con la entregada por Nieto (1888: 393), ya citado, quien refiriéndose a la morfología del fondo del lago señalaba: “No existen bancos, ni arrecifes ni escollos de ningún jénero que puedan ser obstáculo a la libre navegacion interior del lago. Siendo de fango i arena el fondo”.

La alusión a la presencia de arenas formando parte del sedimento lacustre es un dato interesante, no especificado por Vidal Gormaz en su informe; no obstante en la viñeta informativa de su mapa (Figura 3), junto al “fango negro suelto”, se indica claramente la

presencia de “arena fina”, representándola con el símbolo “af” en el espejo de agua, justo en la zona por donde desagua el lago (Figura 4).



Figura 4. Desagüe del Vichuquén, sector El Rodeo. Sección norte de “Plano de la Albufera de Vichuquén”.

- Dinámica natural, poblamiento ribereño y condiciones ambientales de la albufera hacia fines del siglo XIX.

Vidal Gormaz (1873) clasificó correctamente como albufera al ya señalado cuerpo de agua, diferenciándolo así de otros que no son alcanzados por las mareas oceánicas, precisando además que no se trataba de una marisma ya que era alimentada tanto por las aguas del mar como por algunos afluentes de agua dulce, principalmente el “estero de Vichuquén”. La influencia marina era evidente en la época de la exploración comentada, pues los cambios locales de mareas, aunque levemente, hacían fluctuar el nivel del Vichuquén: “Las mareas en Llico se elevan de 1.3 m. a 1.7 m.; en el canal disminuye aún, no pasando de un metro; pero en la albufera la diferencia de nivel entre el flujo i reflujos oscila entre 0.3 m. i 0.4 m., siendo apenas notable con las mareas muertas” (Vidal Gormaz, 1873: 40).

Se deduce que el aporte de agua salada al Vichuquén seguía jugando un rol importante en su dinámica, sin embargo, en algunas ocasiones, debido tal vez a las malas condiciones del mar y fuerza de los vientos reinantes, la entrada del agua salada no se producía: “La estrecha boca del desagüe de la albufera de Vichuquén suele secarse en algunos veranos, obstruida por las

arenas que acarrear las aguas del mar. Cuando esto ocurre, las lanchas i demás embarcaciones de Llico quedan encerradas i los buques en completa incomunicacion con tierra” (Vidal Gormaz, 1873: 18).

Si bien Horacio Bliss (1866) menciona una disminución en la profundidad en la boca producto de las arenas, nunca indica que esta se seicara completamente, lo que nos lleva a pensar en las siguientes posibilidades: i) el fenómeno en cuestión era muy inusual, y/o ii) la mencionada obstrucción se fue haciendo más recurrente en el tiempo en la medida que, tanto el cauce del desagüe, así como la boca misma se fueron colmatando debido al desplazamiento de las dunas locales.

Pareciera ser que el embancado del cauce de desagüe del Vichuquén, en toda su extensión, fue proceso paulatino, que se fue haciendo cada vez más evidente, tal como se pudo constatar durante la exploración de 1872. “Al norte de Llico corre un cordón de cerros arenosos que se estienden [...] desde el mar hasta el punto denominado las Conchas. En este lugar caen las arenas al desagüe de la albufera, impelidas por el viento, i tomándolas el flujo i reflujo de las mareas, las esparcen por el canal para aumentar sus crecidos bancos” (Vidal Gormaz 1873: 44). Estas arenas alcanzaban incluso de la propia albufera, depositándose en el fondo, lo que probablemente incidía en que esta fuera bastante somera hasta unos 500 metros de su costa norte, tal como la muestra el plano de la misma (Figura 4).

Este fenómeno del desplazamiento eólico de las arenas se habría incrementado notoriamente con el tiempo, pues 18 años más tarde, el científico Federico Albert, tomando como referencia la carta inglesa N.º 1312, que como sabemos fue elaborada con los datos del plano de Vidal Gormaz, explicaba: “En el lapso de los 18 años recorridos los voladeros [dunas de arena] han subido a los cerros altos, se han deslizado por las lomas, han sepultado una gran parte de la laguna de agua dulce [sic] i estan subiendo actualmente a las lomas siguientes. Todo este espacio recorrido por los voladeros desde 1872 tiene un largo de mas o menos una milla o sean 1,885 metros” (Albert, 1900: 34).

El ejemplo más significativo del referido avance dunario se pudo percibir en la desaparición del pequeño caserío rural de Pilihue, ubicado cerca de la ribera norte del canal desagüe frente al vado homónimo, claramente representado en el plano de 1872 (Figura 3 y 4), aldea que hacia fines de la década de 1880 ya habría estado “sepultada bajo una espesa capa de arena i de la cual hoi día aparecen solo escombros de los cimientos!” (Albert 1900: 34).

En el contexto histórico ambiental que hemos venido describiendo se hace necesario precisar además el estado del poblamiento local. En este sentido, en la época en que se sitúa nuestro análisis, en el entorno del lago Vichuquén, incluido su desagüe, existía una población rural muy dispersa, aunque en algunos casos llegaba a constituir pequeños caserío o aldeas. Entre estos últimos aparecen en el plano de Vidal Gormaz, de norte a sur, Pilihue, Las conchas, La

Punta, Culenmapu, La Quesería, Melhueve y Huiña en el extremo sur del lago (Figura 3). Salvo Pilihue, todos estos poblados, persistían como tales a inicios del siglo XX (Riso Patrón 1924). Lugares como la Península, denominado “La Isla” en el plano antes citado, estaban completamente despoblados.

Llico era por aquel entonces el núcleo poblado más grande cercano al lago. En efecto, en abril de 1849, “á la boca del desagüe en el Pacifico” del lago de Vichuquén, se había habilitado “para el comercio de cabotaje” el pequeño puerto de Llico (Solano Asta-Buruaga 1899: 396) (Figura 3). Esto permite inferir que, desde hacía ya algún tiempo, habría existido allí algún tipo de tráfico comercial sustentado principalmente en la producción agrícola de los fundos o propiedades rurales locales, que usaban aquella rada como puerto de embarque de sus mercancías.

Considerando la favorable ubicación del Vichuquén, se podría pensar que este lago habría constituido la vía natural más lógica para acceder navegando al puerto y rada de Llico, sin embargo, aquello no habría ocurrido. De hecho, Bliss (1866: 45) indicaba que, para dar a dicho puerto todo su valor, se requería una buena comunicación con el interior, precisando que “al presente, el camino que conduce de Llico al Este es simplemente una senda de mulas”.

Es bastante probable que la vía lacustre nunca fuese aprovechada como tal debido a las notorias dificultades de navegación presentadas por el embancado canal de desagüe: “El canalizo que média entre ésta [la albufera] i el mar mide seis quilómetros de lonjitud i una anchura média de 100 metros. Es muy somero i lleno de bancos, de manera que a baja mar no es posible surcarlo ni con las mas pequeñas embarcaciones. Así, pues, solo es accesible desde média marea creciente hasta média vaciante” (Vidal Gormaz 1873: 40). A este gran problema se sumaba además la falta de embarcaderos cómodos en el mismo lago, dado su agreste topografía ribereña: “Los cerros que envuelven la albúfera se alzan atrevidos enviándoles sus agrias faldas, de ordinario escarpadas, hasta servirles de muro. Este motivo hace que las riberas de Vichuquén no ofrezcan caminos, razon por la cual se han labrado éstos por sobre los cerros” (Vidal Gormaz, 1873: 43).

No obstante las dificultades de accesibilidad, en 1972, el precario puerto de Llico cumplía con su función de dar salida a los productos locales. “El movimiento de Llico consiste principalmente en trigo, cebada i sal, corta cantidad de garbanzos, lanas quesos i frejoles” (Vidal Gormaz 1873: 20). Entonces dicha localidad se componía de algunas casas particulares y bodegas de acopio, sin mucha armonía entre ellos; con un vecindario estimado en unas 300 personas, en su mayor parte dedicadas a la agricultura, pues las labores de lancharo solo se desarrollaban en épocas determinadas del año. “Las lanchas que se emplean en Llico, como las de Buchupureo y Curanipe, son mui arrufadas, de dos proas, un tanto planas i capaces de sacar 25 toneladas de peso cuando el estado del tiempo lo permite.

Ordinariamente solo se transportan de 10 a 15 toneladas, a causa de la escasez de agua en el desagüe del canal” (Vidal Gormaz, 1873: 21).

A pesar de todos los inconvenientes, y aun cuando el tráfico naval de la rada de Llico era calificado como “reducido”, entre los años de 1863 y 1872 habrían recalado allí 127 embarcaciones cargueras de distinto tonelaje; de hecho durante la exploración de Vidal Gormaz “en la rada se encontraban surtos dos buques, las barcas Silhes i Presidenta, de 498 toneladas la primera i de 178 la segunda”, cargando trigo para la exportación (Vidal Gormaz, 1873: 15).

Para 1877, el mismo autor señalaba que el tráfico marítimo seguía siendo muy variable, consignando la recalada de 19 buques ese año, registrándose la salida de tres buques de vela y tres vapores para el cabotaje, además de 12 buques de vela para el extranjero, sumando una carga total de 5.883 toneladas (Vidal Gormaz 1880: 294). Agregaba además que por el puerto de Llico también se internaban a la zona “artículos de primera necesidad, aunque en muy pequeña escala”, concluyendo que “lo malo del desembarcadero i los pocos esfuerzos tanto de los moradores de la comarca como de los productores locales, son la verdadera causa del atraso del pueblo i de su movimiento comercia” (Vidal Gormaz 1880: 294).

Sin menoscabo de lo anterior, tal vez la información más relevante aportada por Vidal Gormaz en su posterior trabajo de 1880 es la que vincula al lago Vichuquén con la navegación, aun cuando al respecto sólo se limita a señalar que: “Las embarcaciones menores del tráfico de la rada i de la albufera son 10 lanchas, que suman 173 toneladas, i 85 botes i canoas pescadoras tripuladas por 313 hombres. Las lanchas son las únicas que salen al mar, tripulada cada una con 10 a 12 hombres espertos [...]. Estas lanchas son las únicas embarcaciones de que deben servirse los buques para comunicarse con tierra” (Vidal Gormaz 1880: 294). De lo anterior sería posible deducir que en aquel tiempo habría existido también algún tipo de navegación, tal vez muy restringida, entre el lago propiamente tal y el puerto de Llico a la salida del canal de desagüe.

De igual manera, la directa alusión a un número no despreciable de pequeñas embarcaciones de pesca permitiría estimar que la práctica de la actividad pesquera, por lo menos en la zona de la desembocadura del desagüe, y seguramente también en la misma albufera, habría tenido cierta importancia en la economía local. Tal vez esta actividad extractiva era solo de subsistencia, no impactando de manera significativa la biomasa de peces existente en el lago.

Probablemente la única intervención humana histórica, sostenida en el tiempo, que podría haber tenido algún efecto o influencia en la dinámica natural de dicho cuerpo de agua era una especie de pequeño canal artificial que los lugareños abrían todos los inviernos comunicando laguna Torca con el Vichuquén, para evitar las inundaciones de los campos agrícolas bajos aledaños a aquella laguna: “Torca es un gran charco de aguas sucias, un tanto salobres, e

independiente i sin desagüe en la mayor parte del año. [...] La hondura de sus aguas es bien reducida, variando por su centro de 5 a 7 metros, fondo de fango. La estremidad sur de Torca se aproxima mucho a la albúfera de Vichuquén, i como es una de los puntos mas bajos del terreno, le abren desagüe en la invernada para evitar las inundaciones i la destruccion del campo vecino" (Vidal Gormaz, 1873: 43; también en Vidal Gormaz, 1880: 295-296), (Figura 5).

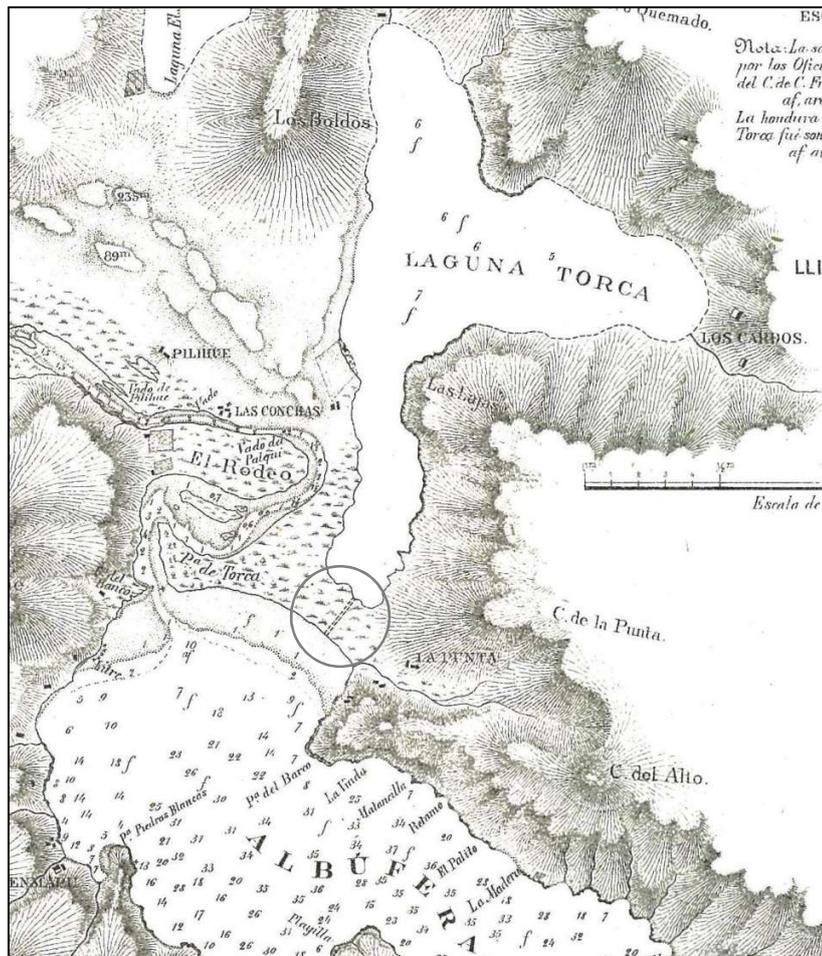


Figura 5. Canal artificial de desagüe (círculo gris) desde laguna Torca al Vichuquén.

A pesar de todo lo señalado, el análisis de la evidencia histórica aportada por las distintas fuentes documentales que hemos venido siguiendo permite concluir que, en las postrimerías del siglo XIX, el lago de Vichuquén y su entorno inmediato aún mantenían saludables condiciones ambientales. En aquel entonces se lo calificaba como un "Extenso y pintoresco depósito de agua situado en el departamento de su nombre inmediato al Pacífico [...]. Sus aguas son algo salobres y abundan en peces, mariscos y diversas aves. Rodean sus márgenes pintorescas alturas, pobladas en mucha parte de árboles de construcción, de las cuales

descienden pequeñas corrientes de agua que se echan al lago: siendo la mayor la de su mismo nombre que afluye en su extremidad sudeste y baja desde la expresada ciudad capital (Solano Asta-Buruaga, 1899: 879). En suma, la evolución de este particular ecosistema léntico habría obedecido más bien a las condiciones naturales imperantes en la zona, sin que, hasta entonces, la intervención humana hubiese ejercido un rol mayor en dicho proceso.

5.2 Caracterización morfométrica

Para el estudio del ambiente acuático del lago Vichuquén se realizó el cálculo de sus principales características morfológicas, las que se presentan en la Tabla 6. La morfometría de un lago brinda una amplia información sobre las condiciones del sistema lacustre, relacionadas con las características físico-químicas y biológicas de la columna de agua, generando una idea general del funcionamiento del sistema.

El análisis batimétrico indicó que el lago presenta una cuenca lacustre con forma de “U”. Esto fue corroborado por el cálculo de la relación profundidad media/profundidad máxima, con un valor de 0,6. De acuerdo a la literatura (Wetzel & Likens, 2000; Wetzel, 1983) un valor de 0.33 indica una depresión con forma cónica idealizada y valores mayores que éste corresponden a una acentuada forma de “U”, mientras que valores muy bajos identifican lagos muy profundos.

El lago Vichuquén presentó una profundidad máxima de 31 m, cercana a la estación V-1, y una longitud máxima total de 11,5 km. El área superficial del lago es de 12,5 km² y su volumen de 0,21 km³ (Figura 6). El ancho máximo y el ancho máximo efectivo presentan valores similares, corroborando la forma alargada del lago, pues esta medida es baja en comparación con la longitud máxima total.

La regularidad del contorno de un cuerpo de agua se determina a través del Desarrollo de Línea de Costa (DLC), mediante una relación entre el perímetro del lago y la longitud de un círculo con la misma área del lago. Valores altos (>1), como el obtenido en el lago Vichuquén de 2,8 representan formas alargadas e irregulares, lo que manifiesta una mayor productividad biológica (Urrutia et al., 2000). El DLC indica el grado de interacción del lago con tierra firme, a mayor valor se incrementan las posibilidades de aporte de material desde la cuenca de drenaje. Además, este parámetro se asocia a una mayor diversificación del ambiente bentónico y desarrollo de la zona litoral. Al mismo tiempo, las costas muy irregulares favorecen el intercambio térmico agua-tierra, incrementan las posibilidades del aporte de material alóctono y de encontrar ambientes protegidos contra el viento y el oleaje.

La forma de los lagos puede influenciar la calidad del agua de diferentes maneras. Por ejemplo, lagos largos, estrechos o dendríticos, que reciben la mayor parte del agua y nutrientes a través de un solo tributario, a menudo pueden presentar gradientes longitudinales en la trofia y química del lago (Ryding & Rast, 1992). Por el contrario, lagos de tamaño

medio, con forma circular u ovalada tienden a presentar condiciones homogéneas en la columna de agua, debido a que están uniformemente expuestos a la acción del viento.

La relación de magnitudes entre algunos de los parámetros morfométricos determina muchas de las características de los cuerpos de agua (Urrutia et al., 2000). Por ejemplo, cuanto menor es la profundidad media de un lago, mayor es la proporción del volumen que puede contener poblaciones fitoplanctónicas fotosintéticamente activas (volumen productivo) y mayor es la extensión que puede ser colonizada por macrófitas acuáticas, aumentando su productividad. Una baja profundidad media condiciona la cercanía de la zona productiva (eufótica) y de la zona de descomposición (afótica), facilitando el acceso de los nutrientes a las capas donde son asimilados. De esta manera, la productividad biológica es mucho mayor en lagos que presentan una mayor interfase entre la zona de producción y la zona de descomposición. La extensión de las áreas bajas es un factor determinante de estas zonas y establece el área disponible para el crecimiento de las macrófitas enraizadas y las comunidades litorales asociadas (Wetzel, 1983). Así, se puede decir que el lago Vichuquén es altamente susceptible a la eutroficación y colonización por macrófitas acuáticas, debido que presenta un gran proporción de zonas bajas. Entre los parámetros que permiten estimar comparativamente la interacción entre el cuerpo de agua y su cuenca de drenaje, se encuentra la relación área cuenca/área lago (Ac/AI) y área cuenca/volumen lago (Ac/VI).

En cuanto a la profundidad media, esta influye en la productividad al determinar qué parte del volumen del lago queda de la zona fótica. En el lago Vichuquén se obtuvo un valor bajo de profundidad media (17,1 m), lo que se relaciona de forma inversa con el área disponible para el crecimiento de macrófitas acuáticas y con la proporción del volumen del cuerpo de agua que puede contener comunidades fitoplanctónicas. En este sentido, la productividad biológica es mucho mayor debido a que el acceso a los nutrientes se desarrolla de con facilidad en las capas donde son asimilados. Estos fenómenos se pudieron comprobar en campo, ya que se observó una alta abundancia de macrófitas acuáticas en la zona litoral pero con baja diversidad de las mismas.

Por otra parte, la profundidad de criptodepresión se refiere a lagos de agua dulce que tienen la superficie por encima del nivel del mar, pero una fracción de sus aguas por debajo del nivel marino. El resultado de profundidad de criptodepresión para el lago Vichuquén es de -26 m.

Tabla 6. Características morfométricas del lago Vichuquén.

Parámetros	Valor	Parámetros	Valor
Área del lago (km ²)	12,5	Profundidad máxima (m)	31,0
Área de la cuenca (km ²)	505,0	Profundidad media (m)	17,1
Perímetro (km)	34,7	Relación Prof. media / Prof. máx.	0,6
Desarrollo línea de costa (DLC)	2,8	Volumen (km ³)	0,21
Longitud máxima total (km)	11,5	Relación Prof. media / Prof. max.	0,6
Longitud máxima efectiva (km)	5,0	Relación Área Cuenca / Área Lago	40,4
Ancho máximo (km)	1,9	Relación Área cuenca / Vol. lago	2.405
Ancho máximo efectivo (km)	1,9	Profundidad criptodepresión (m)	-26,0
Ancho medio (km)	1,1		

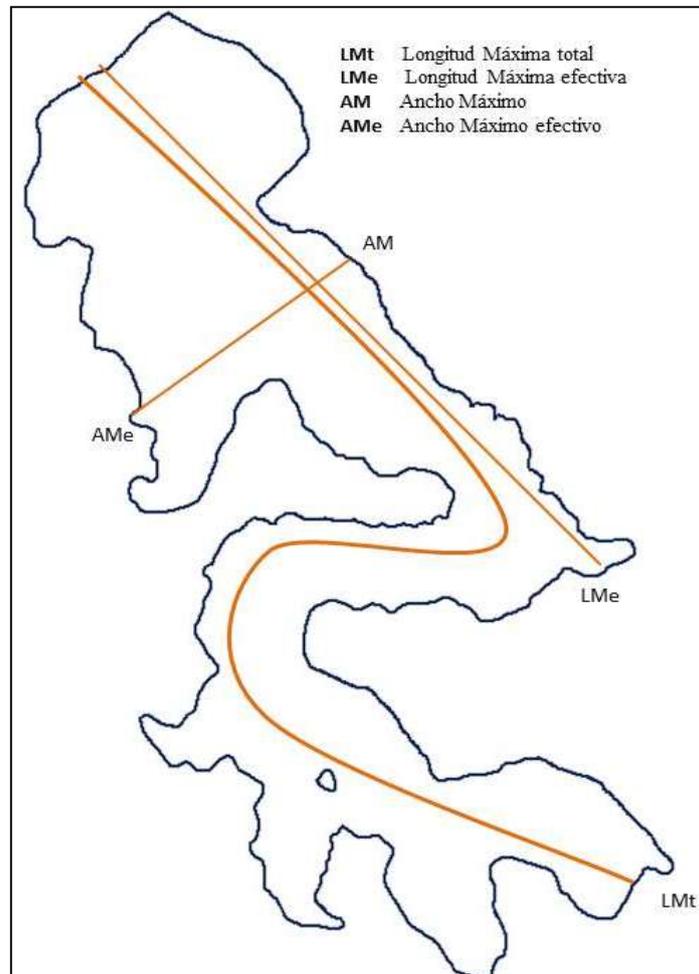


Figura 6. Representación gráfica de las principales características morfométricas del lago Vichuquén.

5.3 Calidad del agua

En la Tabla 7 se entregan los resultados de las cuatro campañas de muestreo realizadas entre agosto de 2015 y mayo de 2016. En ella es posible destacar las altas concentraciones de nutrientes, particularmente de fósforo y nitrógeno total, registradas en la columna de agua. En el caso específico del fósforo, los valores superan más de cinco veces las concentraciones reportadas por el Centro EULA el año 2008. Cambio similar fue el experimentado por la conductividad, registrándose valores diez veces más altos que lo informados por el mismo estudio. Este aumento en la conductividad probablemente se deba al ingreso de agua de mar, debido a los cambios geomorfológicos experimentados por el lago como consecuencia del terremoto y posterior tsunami del año 2010. El ingreso de una importante cantidad de agua salada al lago Vichuquén habría provocado drásticos cambios ecológicos y en los niveles de fósforo de la columna de agua, ya que el agua salada habría incrementado la anoxia del fondo lago e intensificado la permanencia de la haloclina existente (estratificación por diferencia de densidad). La intensificación de este gradiente de salinidad reduce la mezcla y el transporte de solutos dentro del lago, dado que la haloclina es una barrera para el transporte de materia entre la superficie y los estratos profundos. Particularmente, el intercambio de oxígeno se ve restringido, causando que la tasa de consumo sea mayor que la tasa de reemplazo, lo que provoca la anoxia y muerte de los organismos del fondo (Nielsen et al., 2003). Además su presencia tiene importantes implicancias en el ciclo de los nutrientes y el carbono.

En términos generales, el comportamiento del fósforo total estuvo asociado al grado de oxigenación de la columna de agua y de reducción de los sedimentos. En agosto de 2015, cuando la columna de agua se encontraba oxigenada, producto de la acción del viento, la concentración de fósforo total fue menor. Por el contrario, en los muestreos de noviembre 2015, enero y mayo de 2016, se registró un incremento en la concentración de este nutriente, producto de los bajos niveles de oxígeno (hipoxia/anoxia) en la columna de agua, especialmente en las profundidades media y fondo (Figura 11). La acumulación/liberación de fósforo desde los sedimentos está relacionada con el ciclo del hierro, donde bajo condiciones oxidantes el hierro (III) se combina con fósforo formando fosfato férrico, el cual es un compuesto particulado e insoluble, por lo tanto queda retenido en los sedimentos. Mientras que bajo condiciones reductoras (anoxia), el Fe (III) pasa a Fe (II) con la consecuente liberación de fosfatos hacia la columna de agua.

Otro cambio importante, asociado al aumento de la salinidad del lago, es la evidente ausencia de macrofitas acuáticas sumergidas. Según lo reportado el año 2008 la vegetación sumergida de la zona litoral estaba compuesta por el “Pinito de agua” (*Myriophyllum aquaticum*), “Huiro verde” (*Potamogeton lucens*), “Huiro” (*Potamogeton pectinatus*) y el “Luchecillo” (*Egeria densa*). Particularmente, esta última especie, crecía en forma abundante en las bahías

“Huiña” y “Paula”, por lo que tenía que ser removida mecánicamente para dejar expeditas las rutas de navegación de los turistas. La ausencia de macrófitas sumergidas posiblemente se deba al aumento de la salinidad, ya que normalmente las especies adaptadas a vivir en ambientes dulceacuícolas, no pueden sobrevivir en ambiente salinos o salobres. A medida que la salinidad aumenta la abundancia y riqueza de especies de agua dulce disminuye (Hart et al., 1991). Esto se debe a que cuando especies de agua dulce son expuestas a alta salinidad experimentan una deshidratación, produciéndose la plasmólisis de las células vegetales, que muchas veces puede ser irreversible.

Del mismo modo, llama la atención la ausencia del Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), ya que en ninguno de los muestreos efectuados se avistaron ejemplares de esta especie. El informe del año 2008, destaca su abundante presencia asociada a la disponibilidad de alimento proporcionada por el “Luchecillo”.

Durante el monitoreo efectuado en el mes de agosto de 2015 fue posible observar que los niveles de amonio estuvieron por debajo del límite de detección (<0,02 mg/L), en cambio en los meses restantes se registraron altos valores de este parámetro. Normalmente, el amonio se genera a partir de la descomposición de la materia orgánica, excreciones de peces, restos vegetales y animales, entre otras fuentes. La concentración que habitualmente se determina corresponde a amonio, es decir a la suma de las dos formas en que este compuesto puede encontrarse en el agua: amoníaco no ionizado (tóxico NH_3) y el ión amonio (NH_4^+). El porcentaje de cada uno de estos compuestos depende del pH y de la temperatura del agua. El amoníaco (NH_3) es tóxico, aún en bajas concentraciones, en tanto que el radical amonio (NH_4^+) sólo lo es en altas concentraciones. La concentración de oxígeno disuelto también afecta la toxicidad de este compuesto, diversos estudios señalan que una disminución del oxígeno puede aumentar hasta en un 40% la toxicidad del amoníaco.

Comportamiento opuesto fue observado en el nitrato, que solamente en el mes de agosto de 2015 fue detectado en la columna de agua, en los meses restantes estuvo bajo el límite de detección (<0,05 mg/L) de las técnicas analíticas utilizadas. Este comportamiento estaría influido por las condiciones climáticas registradas al momento de realizar cada uno de los muestreos. En agosto de 2015, la toma de muestra fue efectuada bajo condiciones de tormenta, con fuertes vientos y lluvia, lo que favorece la mezcla y oxigenación de la columna de agua, provocando que el nitrógeno se encuentre principalmente a la forma oxidada de nitrato. En cambio, los otros muestreos se efectuaron bajo condiciones climáticas de calma y buen tiempo, favoreciendo la reducción y consumo de oxígeno para la degradación de la materia orgánica presente en los sedimentos. Esto se vio reflejado en las bajas concentraciones de oxígeno disuelto de la columna de agua, particularmente en las muestras de profundidad media y fondo, y en el aumento de la transparencia del lago (disco Secchi). En general, la columna de agua del lago Vichuquén se presentó con altos niveles de amonio, ortofosfato, nitrógeno, fósforo total y conductividad en las estaciones V-1 y V-2. En las

Figuras 7-12 se puede visualizar el comportamiento de estos parámetros, observándose un gradiente de concentraciones desde la estación V-1, más cercana al desagüe del lago, a la estación V-4, próxima al ingreso del estero Vichuquén. Asimismo, fue posible observar que en la columna de agua se establece un gradiente vertical de estos parámetros, produciéndose un aumento desde la superficie al fondo.

Finalmente, los niveles de coliformes fecales registrados en el lago fueron bajos e inferiores al límite máximo permitido por la Norma Chilena (1.000 NMP/100ml) para el agua destinada a la recreación y el riego (NCh 1.333, Requisitos de calidad del agua para diferentes usos).

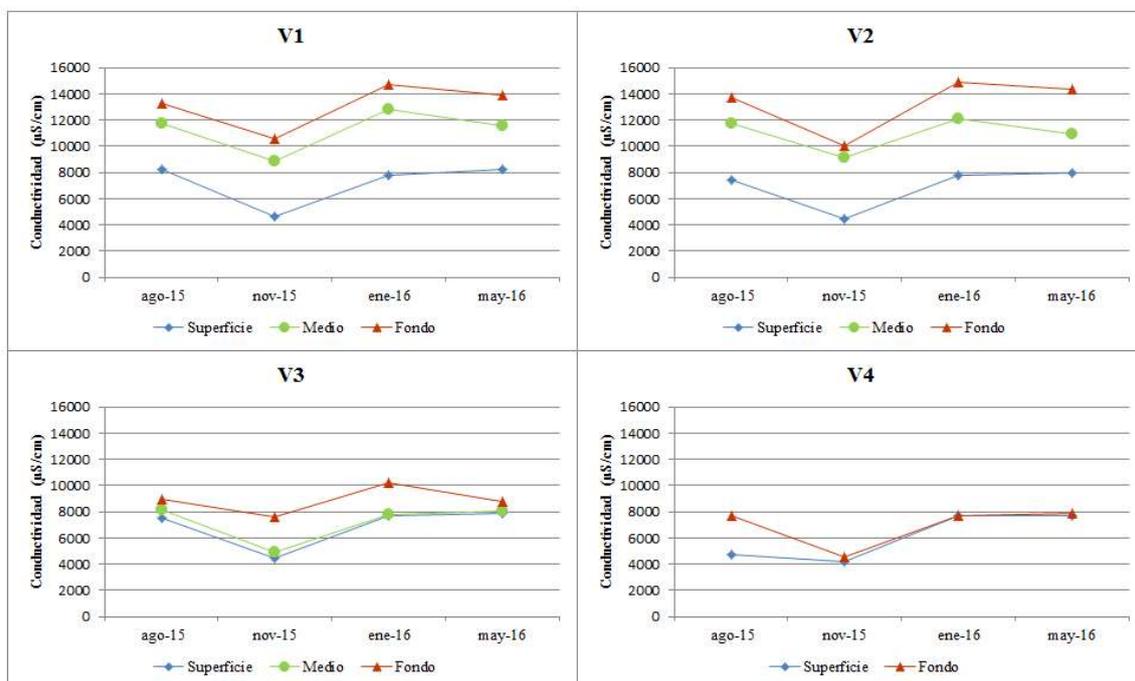


Figura 7. Valores de Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) para cada estación de muestreo (V1 – V4), correspondientes a las campañas realizadas en los meses de agosto, noviembre de 2015, enero y mayo de 2016.

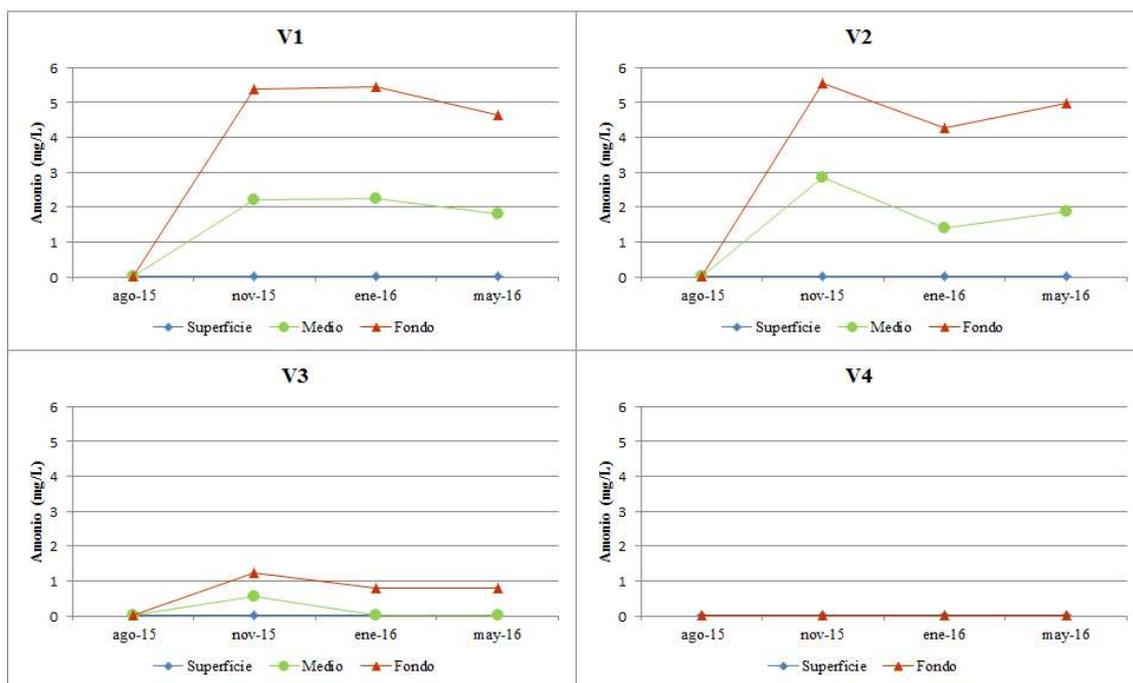


Figura 8. Valores de Amonio (mg/L) para cada estación de muestreo (V1 – V4), correspondientes a las campañas realizadas en los meses de agosto, noviembre de 2015, enero y mayo de 2016.

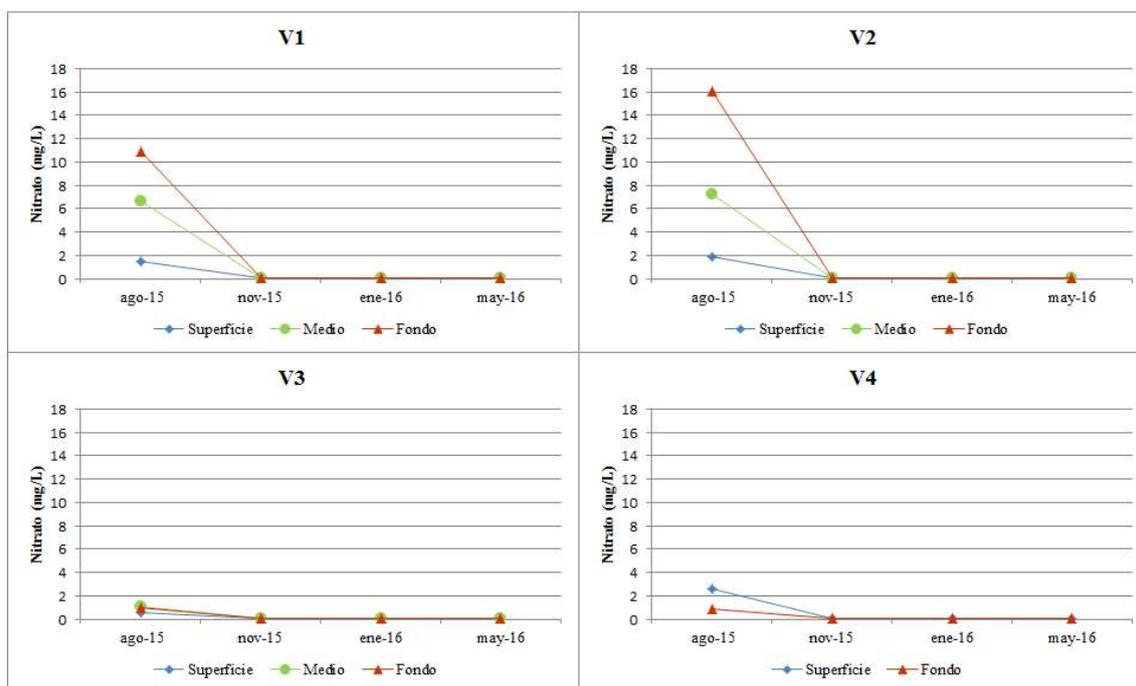


Figura 9. Valores de Nitrato (mg/L) para cada estación de muestreo (V1 – V4), correspondientes a las campañas realizadas en los meses de agosto, noviembre de 2015, enero y mayo de 2016.

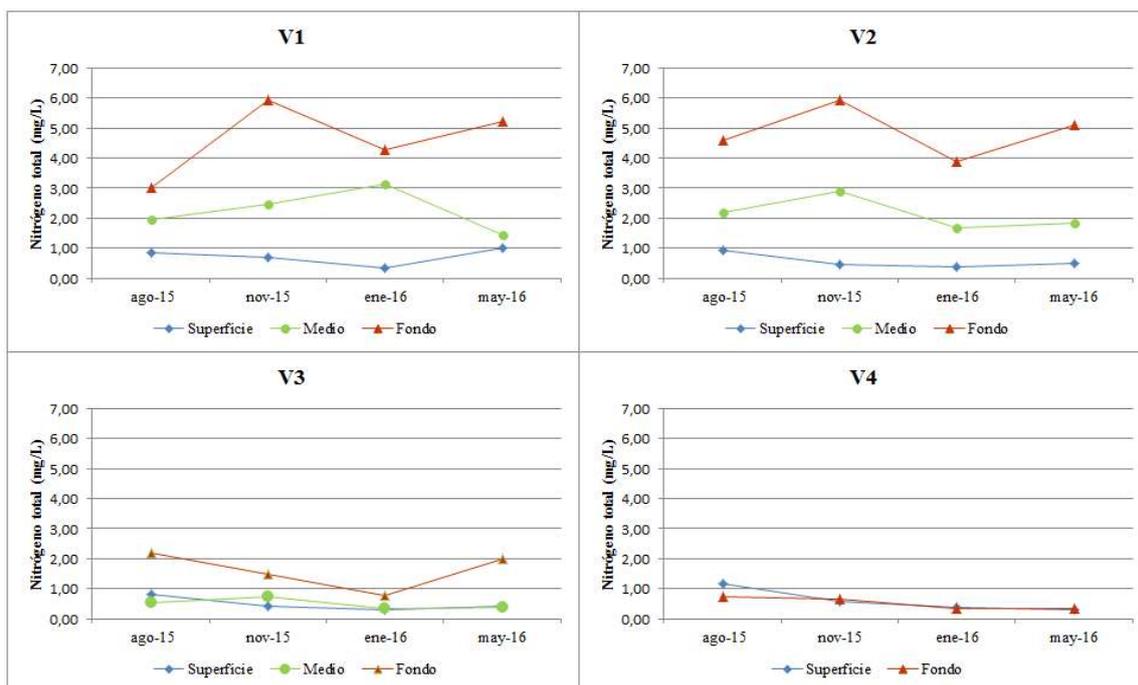


Figura 10. Valores de Nitrógeno total (mg/L) para cada estación de muestreo (V1 – V4), correspondientes a las campañas realizadas en los meses de agosto, noviembre de 2015, enero y mayo de 2016.

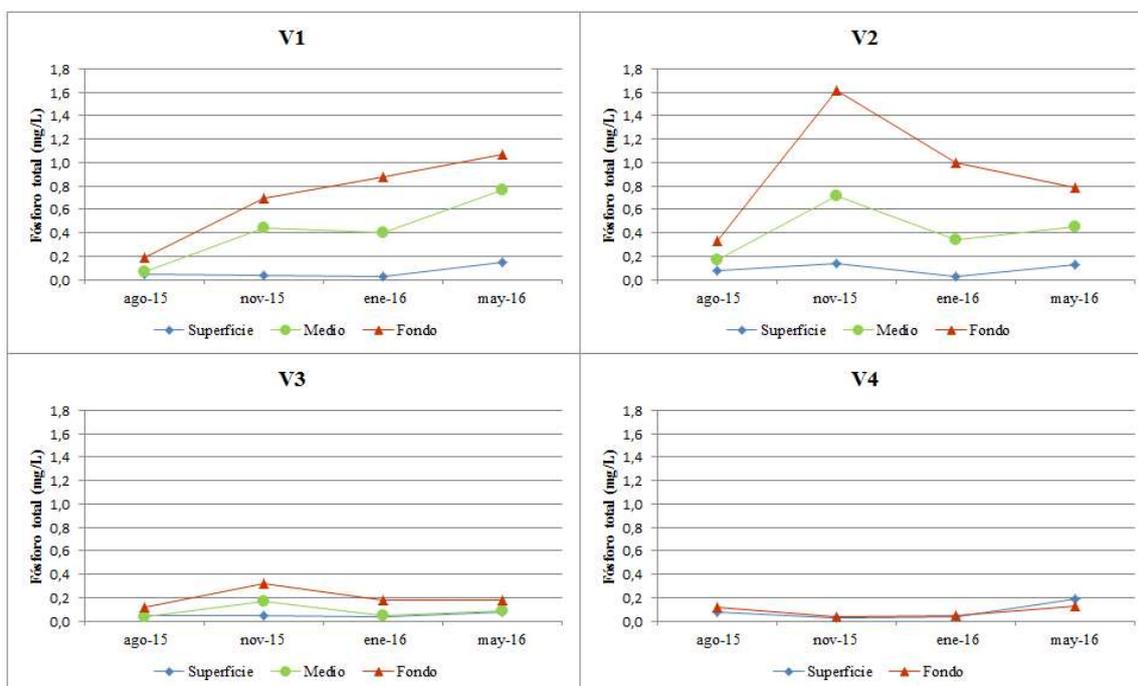


Figura 11. Valores de Fósforo total (mg/L) para cada estación de muestreo (V1 – V4), correspondientes a las campañas realizadas en los meses de agosto, noviembre de 2015, enero y mayo de 2016.

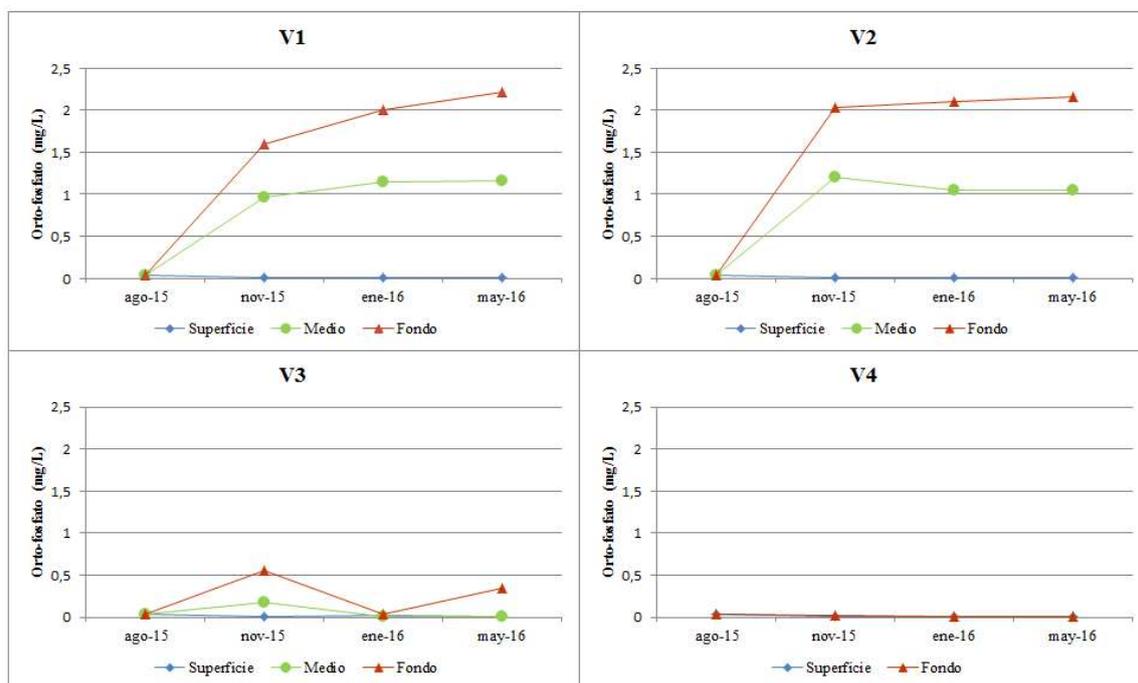


Figura 12. Valores de Orto-fosfato (mg/L) para cada estación de muestreo (V1 – V4), correspondientes a las campañas realizadas en los meses de agosto, noviembre de 2015, enero y mayo de 2016.

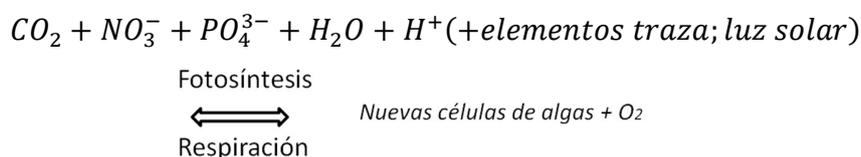
Tabla 7. Resultados del análisis de calidad del agua del Lago Vichuquén, correspondientes a los muestreos realizados entre agosto de 2015 y mayo de 2016.

Parámetros	Profundidad	Campaña 1				Campaña 2				Campaña 3				Campaña 4			
		V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4
Alcalinidad (mg/L)	Superficie	82,5	75	77	56,5	72	75	70	70	73	62	75	68	85	87	87	87
	Medio	94	85	82	---	120	132	95	---	106	95	72	-	127	125	87	
	Fondo	85	92,5	90,5	80	170	186	110	76	173	167	92	77	185	200	136	85
Amonio (mg/L)	Superficie	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	Medio	<0,02	<0,02	<0,02	---	2,2	2,84	0,56	---	2,26	1,41	<0,02	-	1,79	1,86	<0,02	
	Fondo	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	5,39	5,55	1,23	<0,02	5,46	4,27	0,80	<0,02	4,64	4,97	0,81	<0,02
C. fecales (NMP/100ml)	Superficie	13	13	22	79	2	7,8	2	7,8	< 1,8	< 1,8	< 1,8	< 1,8	5	5	4	14
Conductividad (µS/cm)	Superficie	8200	7470	7500	4690	4620	4480	4420	4230	7820	7810	7670	7680	8230	7970	7850	7690
	Medio	11770	11720	8130	---	8900	9120	4890	---	12840	12130	7760	-	11560	10970	8040	
	Fondo	13250	13700	8950	7740	10580	10004	7650	4530	14700	14860	10220	7675	13910	14390	8810	7850
Clorofila total (□g/L)	Superficie	4,26	1,94	2,48	2,68	1,40	1,39	1,64	3,10	0,72	1,31	1,23	2,23	2,19	2,36	2,95	2,30
	Medio	0,93	0,25	1,73	---	0,72	0,45	0,32	---	2,15	2,34	1,66	-	2,21	2,86	2,25	
	Fondo	0,36	2,27	0,79	2,24	1,04	1,11	1,18	3,37	1,58	2,57	1,99	2,55	1,52	1,59	3,73	2,50
Fósforo total (µg/L)	Superficie	50	80	50	80	40	140	50	30	30	30	40	40	150	130	80	190
	Medio	70	170	40	---	440	710	170	---	400	340	50	-	760	450	90	
	Fondo	190	330	120	120	690	1620	320	40	880	1000	180	50	1070	780	180	130
Nitrato (mg/L)	Superficie	1,45	1,92	0,57	2,56	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	Medio	6,61	7,29	1,05	---	<0,05	<0,05	<0,05	---	<0,05	<0,05	<0,05	-	<0,05	<0,05	<0,05	
	Fondo	10,86	16,06	0,97	0,91	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Nitrito (mg/L)	Superficie	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
	Medio	<0,005	<0,005	<0,005	---	<0,005	<0,005	0,01	---	<0,005	<0,005	<0,005	-	<0,005	<0,005	<0,005	
	Fondo	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,01	<0,005	0,07	0,09	<0,005	<0,005

Parámetros	Profundidad	Campaña 1				Campaña 2				Campaña 3				Campaña 4			
		V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4
Nitrógeno total (mg/L)	Superficie	0,85	0,92	0,80	1,18	0,68	0,47	0,41	0,58	0,33	0,37	0,3	0,36	0,99	0,48	0,43	0,28
	Medio	1,95	2,18	0,55	---	2,46	2,90	0,71	---	3,13	1,69	0,35	-	1,44	1,83	0,36	
	Fondo	3,03	4,60	2,19	0,73	5,91	5,94	1,49	0,66	4,27	3,89	0,78	0,33	5,20	5,10	1,99	0,33
Oxígeno Disuelto (mg/L)	Superficie	9,2	9,1	9,8	10,2	9,7	9,5	10,2	9,6	9,2	8,6	9,3	9	12,0	10,7	10,5	11,5
	Medio	5,1	3,2	6,8	---	<0,1	<0,1	3,2	---	<0,1	<0,1	8,5	-	<0,1	0,2	9,7	
	Fondo	4,2	2,2	4,4	8	0,1	<0,1	3	6,5	<0,1	<0,1	1,7	8,9	<0,1	<0,1	7,3	11,0
Orto-fosfato (mg/L)	Superficie	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	0,01	0,02	0,01	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012
	Medio	<0,04	<0,04	<0,04	---	0,96	1,20	0,18	---	1,14	1,05	<0,012	-	1,16	1,06	<0,012	
	Fondo	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	1,59	2,03	0,56	0,02	2	2,11	0,03	<0,012	2,22	2,16	0,35	<0,012
pH	Superficie	7,36	6,85	7,28	7,05	7,95	8,14	7,95	7,99	7,73	7,96	8,01	8,10	8,10	8,19	8,08	8,09
	Medio	6,84	6,7	8,13	---	7,42	7,34	7,69	---	7,3	7,45	7,89	-	7,50	7,59	7,94	
	Fondo	6,75	6,81	7,01	7,35	7,24	7,27	7,06	7,69	7,17	7,17	7,63	8,03	7,32	7,32	7,96	8,05
Sílice (mg/L)	Superficie	10,9	9,3	10,2	11,6	10,2	10,8	10,7	10,7	10	10,6	9,2	9,9	7,3	7,2	5,2	6,8
	Medio	10,4	10,1	9,8	---	10,1	10,3	9,8	---	11,2	10,8	10,7	-	8,0	8,0	6,3	
	Fondo	10,5	11,6	10,1	9,4	10,2	12,4	10	10,5	12,7	13	10,1	9,8	7,2	6,8	8,7	5,9
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	Superficie	3,9	5,8	6,1	7,8	3,8	3,8	5,4	2,7	1,3	1,1	1	1,8	1,5	1,1	1,6	1,5
	Medio	1,5	1,3	3,1	---	3,4	1,7	2,6	---	1,9	1,8	1,1	-	1,1	1,2	1,6	
	Fondo	<1,0	2,8	2,1	8,1	1,2	2,1	2,2	2,7	2,1	5	8,4	1,3	1,1	1,3	1,5	1,3
Transparencia (m)		1,7	1,0	1,0	0,6	2,3	2,0	1,4	1,5	2,0	1,8	1,0	1,3	3,0	2,8	2,5	2,0

5.4 Determinación del Nutriente limitante

Considerable esfuerzo se ha enfocado en determinar el rol de los nutrientes (N y P) en la producción de los sistemas autotróficos, particularmente cual es el nutriente limitante para la productividad del fitoplancton (Conley, 2000). El concepto de nutriente limitante fue utilizado por primera vez por Liebig en 1840 (Ryding & Rast, 1989), quien encontró que el rendimiento de los cultivos terrestres estaba limitado frecuentemente por elementos necesarios en cantidades mínimas. Todos los organismos necesitan nutrientes esenciales y otros elementos para su crecimiento, y estas necesidades pueden ser muy específicas para cada especie. Este concepto tiene su fundamento en las reacciones químicas de la fotosíntesis, que se pueden esquematizar de la siguiente manera (Stumm & Morgan, 1970):



Estudios en algas de aguas marinas han determinado que la proporción media de nutrientes en plancton es C106:N16:P1 (en términos atómicos). Esta proporción es un valor de referencia ampliamente citado para evaluar el nutriente limitante (Ryding & Rast, 1989). Si suponemos que el crecimiento de las algas o plantas acuáticas no es controlado por un factor que no sea un nutriente (i.e. luz, temperatura), la reducción o "limitación" de la entrada de nutrientes debería también limitar la producción de biomasa vegetal resultante en la masa de agua. Numerosos experimentos de laboratorio y de campo han demostrado el importante rol del fósforo y nitrógeno, y en algunos casos, la sílice en la dinámica de las poblaciones de algas, tanto en lo que respecta a su concentración como a la composición de las distintas especies. Durante la década de 1970 se demostró en forma experimental en lagos de Canadá, la importancia de los nutrientes en el control de la eutroficación, siendo la limitación de sus entradas una de las primeras medidas para su control.

A nivel práctico, es más fácil utilizar las proporciones másicas de las formas biológicamente disponibles de nitrógeno y fósforo que las atómicas para calcular el nutriente limitante. Si se miden las concentraciones de nutrientes (por ejemplo en mg/L), el valor de la proporción 16N:1P corresponde a una proporción másica de 7,2N:1P. Por lo tanto, si la proporción de las concentraciones medidas es menor que 7N:1P, el nitrógeno es el nutriente limitante potencial y si la proporción es mayor de 7, el fósforo es el limitante potencial. Si la proporción es aproximadamente 7, entonces ambos nutrientes o algún otro factor (luz, temperatura) pueden ser limitantes.

Sin embargo, es necesario dejar claro que es conveniente tomar ciertas precauciones al utilizar las proporciones N/P para evaluar el nutriente limitante. Desde un punto de vista práctico, no hay que ser demasiado estrictos al aplicar el valor N/P como una proporción limitante exacta. El contenido celular de nitrógeno y fósforo en microalgas puede variar, al menos en condiciones de laboratorio. Por lo tanto, la proporción con la que un alga utiliza estos nutrientes podría también variar en alguna medida. En ocasiones un cociente de N/P de 20 o mayor corresponde a lagos limitados por fósforo y un cociente de 5 o menor refleja sistemas limitados por nitrógeno.

Este cociente es útil para entender la relación entre N, P y biomasa de plantas a un primer nivel. Sin embargo, se debe tener precaución en su interpretación y uso. Por ejemplo, en el control del fitoplancton, la remoción de nitrógeno de sistemas acuáticos limitados por dicho elemento, puede dar lugar a valores muy bajos de N/P. Se ha observado que valores de esta relación menores de 4 en algunos lagos, puede estimular el crecimiento de cianobacterias tóxicas, que tienen la capacidad de fijar el nitrógeno de la atmósfera. Además, estas especies producen vacuolas de gas que las mantiene en superficie reduciendo la velocidad de sedimentación incluso a valores negativos (Thoman & Mueller, 1987).

La estimación del nutriente limitante se debe realizar en el período en el que las cantidades excesivas de biomasa de algas pueden afectar significativamente a los recursos acuáticos. Normalmente, este período es la estación de crecimiento, cuando las algas alcanzan su máxima biomasa. Puede resultar engañoso usar una proporción N/P obtenida en otros momentos del año para determinar el nutriente limitante, ya que las concentraciones de nutrientes en el lago pueden cambiar significativamente a lo largo de su ciclo anual. La proporción N/P nunca debería ser utilizada en forma aislada para determinar el nutriente limitante, debido a que siempre se puede calcular en el lago una proporción de estos nutrientes, aun cuando ambos estén en cantidades excesivas. Obviamente, una relación de N/P calculada para un cuerpo de agua con cantidades excesivas (es decir no limitantes) de fósforo o nitrógeno tendrá muy poca significación para determinar objetivos apropiados para el control de nutrientes.

En el presente estudio se determinó que los valores del nutriente limitante fluctúan tanto con la época del año como con la estación de muestreo (Tabla 8). En invierno el elemento limitante fue el fósforo, mientras que en el resto de las estaciones la productividad del fitoplancton estuvo mayoritariamente controlada por la disponibilidad de nitrógeno.

Tabla 8. Estimación del nutriente limitante en lago Vichuquén para los meses de agosto 2015, noviembre 2015 y enero de 2016.

Parámetros	Campaña 1 Agosto 2015				Campaña 2 Noviembre 2015				Campaña 3 Enero 2016				Campaña 4 Mayo 2016			
	V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4
Nitrógeno total (mg/L)	1,94	2,57	1,18	0,96	3,02	3,1	0,87	0,62	2,58	1,98	0,48	0,35	2,54	2,47	0,93	0,31
Fósforo total (mg/L)	0,10	0,19	0,07	0,10	0,39	0,82	0,18	0,04	0,44	0,46	0,09	0,05	0,66	0,45	0,12	0,16
Relación N/P	19,4	13,5	16,9	9,6	7,7	3,8	4,8	17,7	5,9	4,3	5,3	7,8	3,8	5,5	7,8	1,9

5.5 Perfiles limnológicos

En los perfiles limnológicos realizados en los diferentes monitoreos fue posible observar la formación de una estratificación térmica de la columna de agua en los meses de primavera y verano, que se pierde en los meses de otoño e invierno. Esta estratificación se produce en las estaciones V-1, V-2 y V-3, con la termoclina ubicada aproximadamente entre los 5 y 10 metros de profundidad (Figuras 13 y 16). Al mismo tiempo se pudo constatar la presencia de una haloclina permanente, determinada por el brusco cambio de conductividad. Esta formación ya fue descrita el año 2008 (EULA, 2008), pero con niveles de conductividad de un orden magnitud inferior. Este aumento de la conductividad habría sido provocado por el ingreso de agua de mar asociado al evento sísmico del año 2010. La profundidad de la haloclina fluctúa con la época del año, oscilando entre los 5 y los 15 metros. Esta estratificación se pierde en las estaciones V-3 y V-4, debido a que la influencia marina no alcanza a remontar hasta dichas estaciones.

Otra característica importante de destacar en los perfiles, es la condición de hipoxia y/o anoxia de la columna de agua en las estaciones V-1, V-2 y V-3. Este fenómeno se produce aproximadamente a partir de los 10 metros de profundidad y se vió reflejado por el fuerte olor a ácido sulfhídrico detectado durante el proceso de la toma de muestra. En V-4 no se detectó anoxia dada la baja profundidad de esta estación, presentado la columna de agua características homogéneas.

Campaña 1: Agosto de 2015

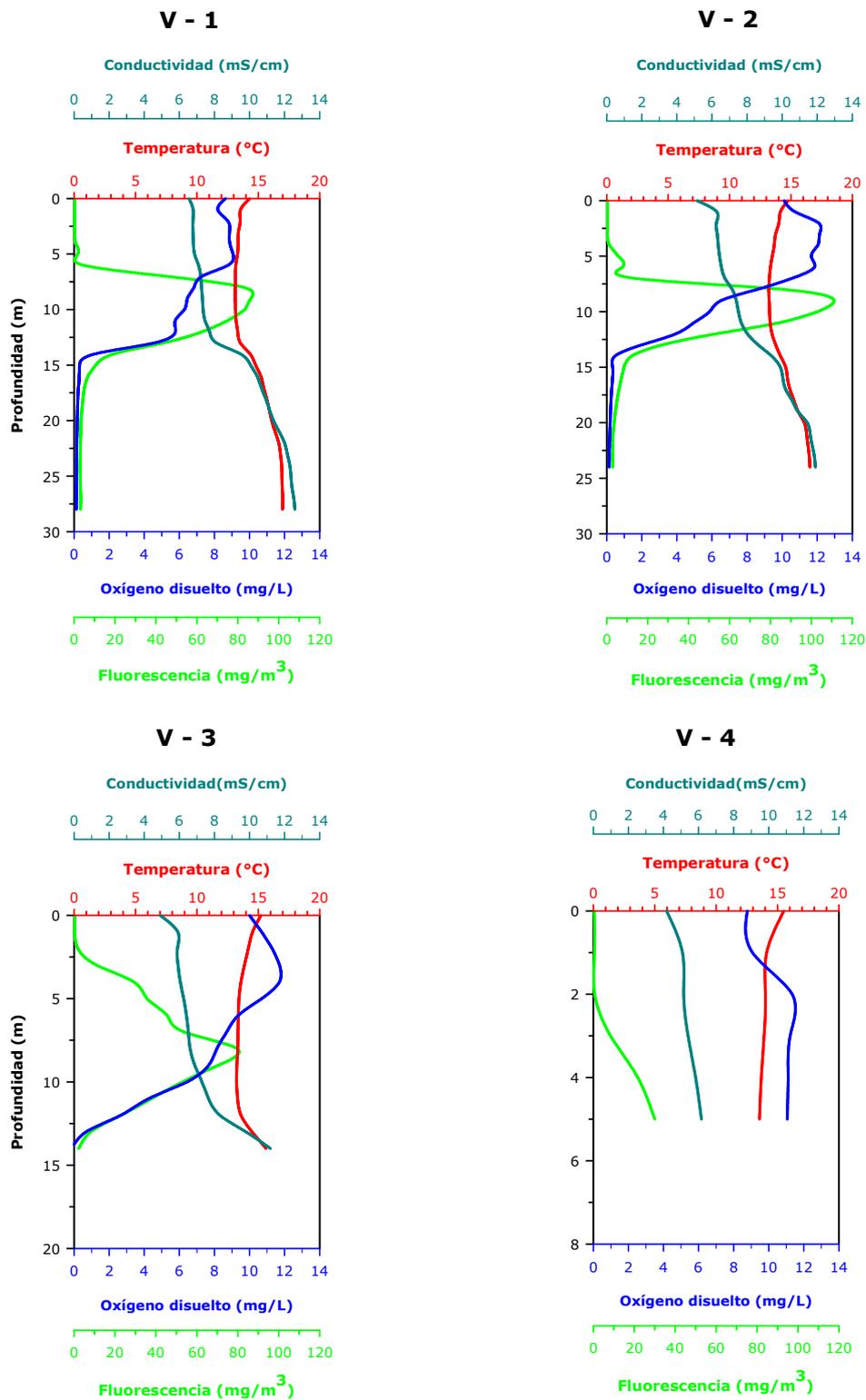


Figura 13. Perfiles limnológicos realizados en las cuatro estaciones del Lago Vichuquén durante el mes de agosto de 2015.

Campaña 2: Noviembre de 2015

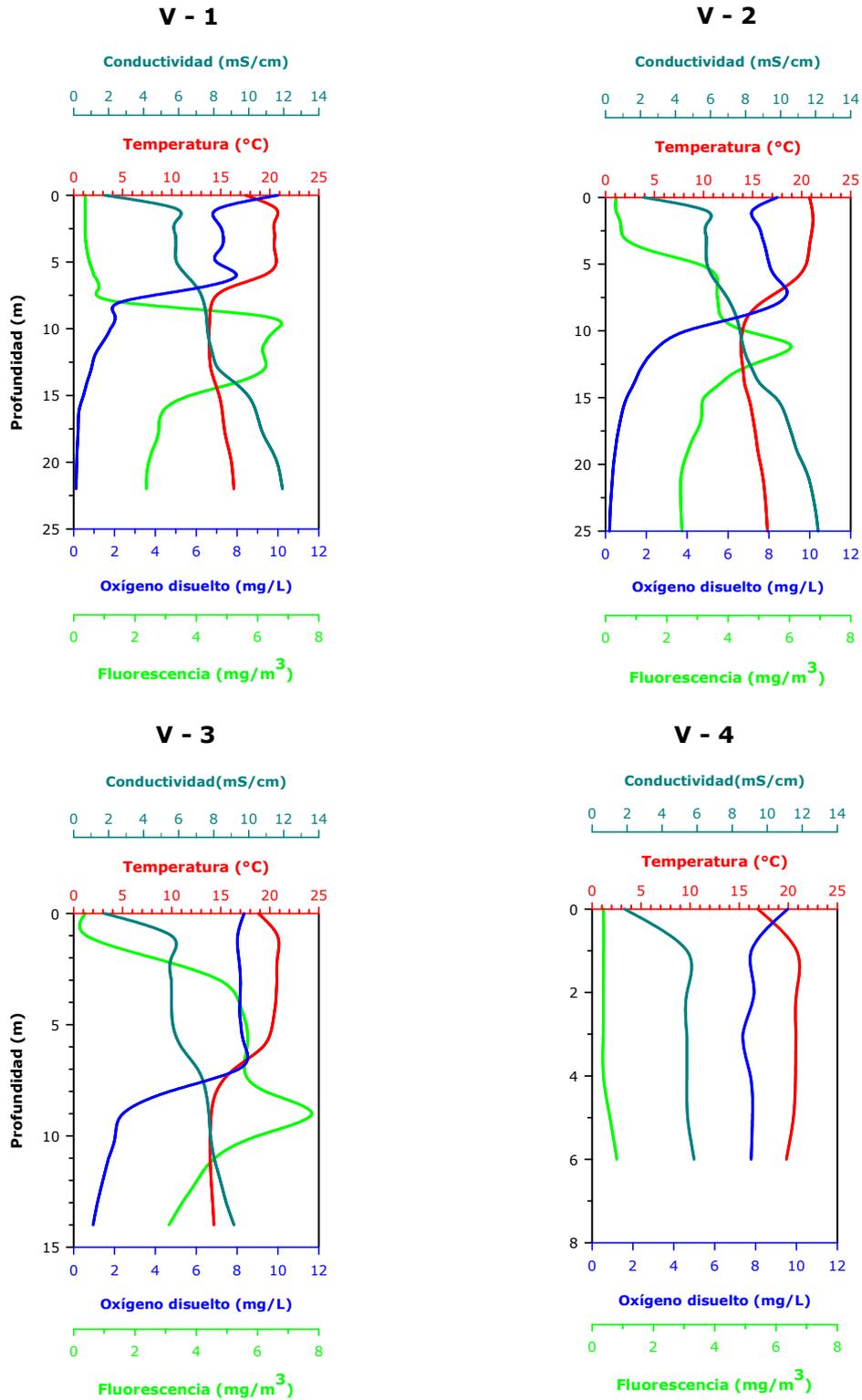


Figura 14. Perfiles limnológicos realizados en las cuatro estaciones del Lago Vichuquén durante el mes de noviembre de 2015.

Campaña 3: Enero de 2016

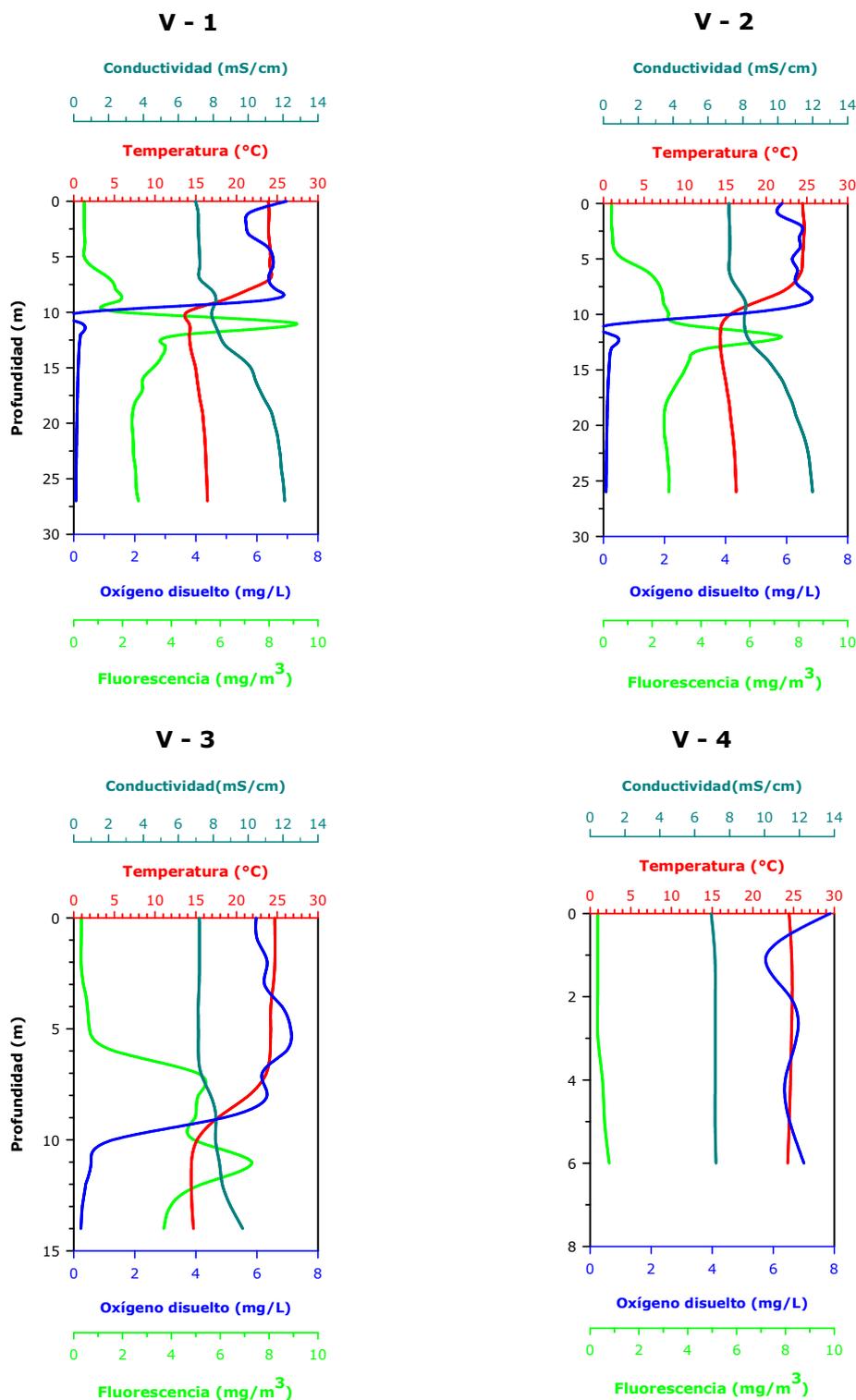


Figura 15. Perfiles limnológicos realizados en las cuatro estaciones del Lago Vichuquén durante el mes de enero de 2016.

Campaña 4: Mayo de 2016

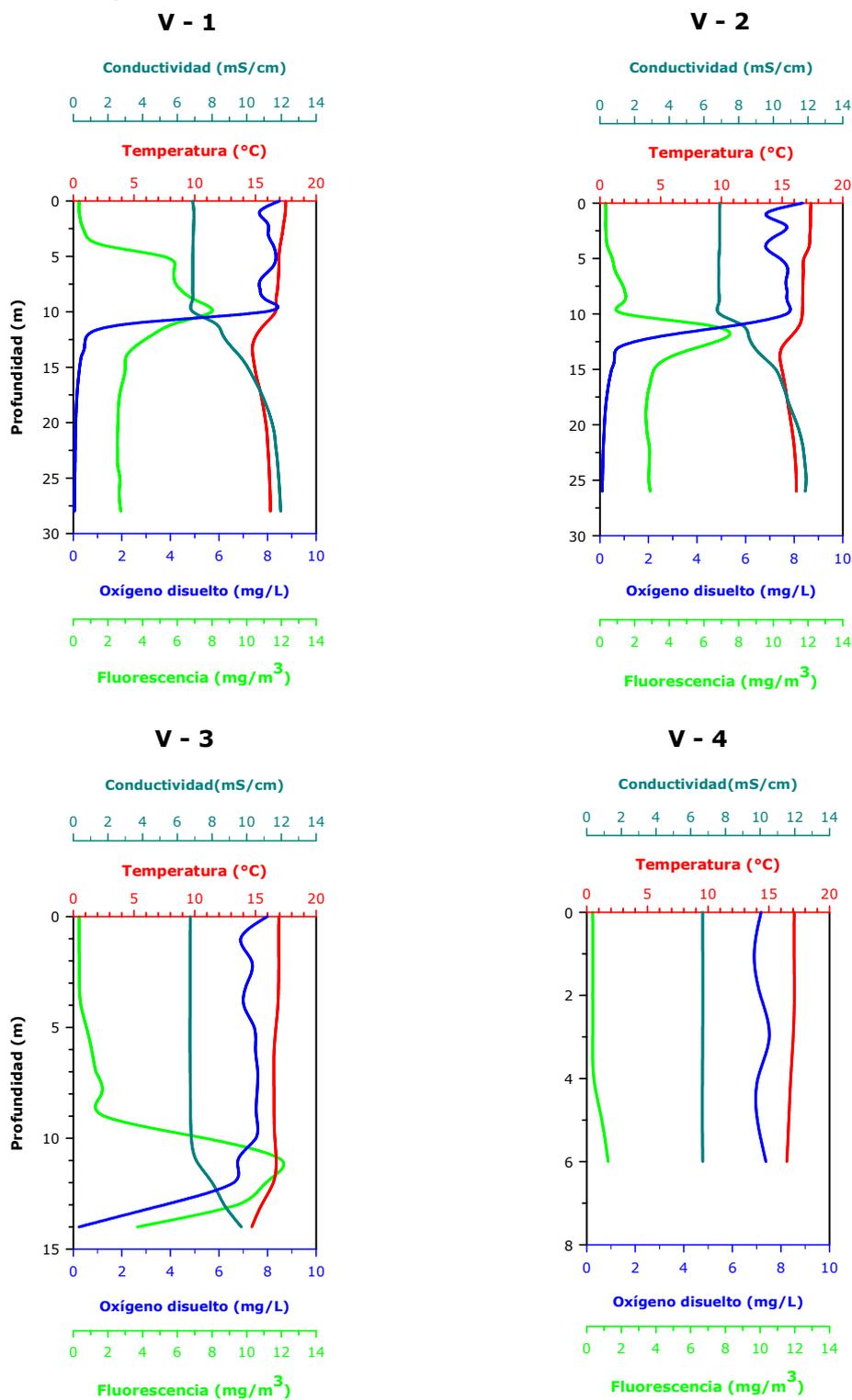


Figura 16. Perfiles limnológicos realizados en las cuatro estaciones del Lago Vichuquén durante el mes de mayo de 2016.

5.6 Caracterización del fitoplancton

- Variación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica

Se identificó un total de 55 taxa en la comunidad fitoplanctónica del lago Vichuquén (Tabla 9). La comunidad estuvo compuesta por 10 clases diferentes (Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Klebsormidiophyceae, Synurophyceae, Trebouxiophyceae, Zygnematophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae y Euglenophyceae). Las cianobacterias (Cyanophyceae), algas verdes (Chlorophyceae) y los dinoflagelados (Dinophyceae) constituyeron el 94 % de la abundancia, los otros grupos estuvieron presentes con una muy baja representación (Figura 17). El grupo más diverso fue el de las diatomeas con 15 taxa, seguido de las algas verdes y las cianobacterias, con 13 y 9 taxa, respectivamente.

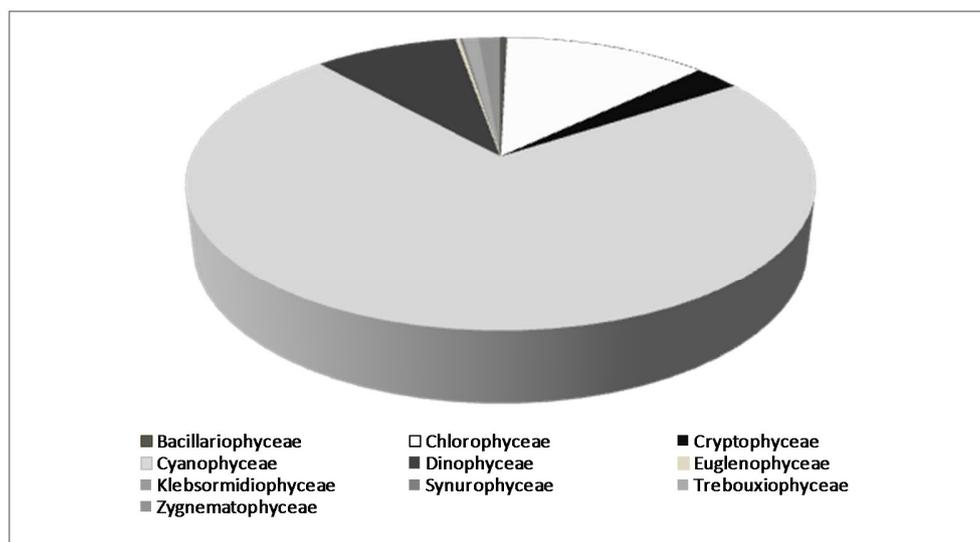


Figura 17. Abundancia relativa de clases de microalgas en el lago Vichuquén, durante el periodo de estudio.

Tabla 9. Listado de especies presentes en el lago Vichuquén, muestreo cualitativo (red de fitoplancton) de invierno, primavera 2015 y verano otoño 2016.

Clase/género	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Bacillariophyceae				
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	+			
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	+	+		
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg 1838	+			+
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	+			+
<i>Diatoma</i> sp.	+			
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	+	+	+	+
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	+			
<i>Fragilaria</i> sp. 1	+	+		
<i>Fragilaria tenera</i> (W.Smith) Lange-Bertalot		+		
<i>Gyrosigma</i> sp.	+			
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	+			
<i>Naviculla</i> spp.	+	+		+
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	+			
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngbye) Kützing		+		+
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+	+		+
Chlorophyceae				
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	+		+	
<i>Chlamydocapsa affin planctonica</i> (West & G.S. West) Fott	+		+	+
<i>Chlorococcum</i> sp.		+		
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli			+	
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald) E.Hegewald	+			+
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) Hegewald	+		+	+
<i>Golenkinia</i> sp.	+			
<i>Monoraphidium saxatile</i> Komárková-Legnerová	+	+	+	+
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i> (G.S. West) Korshikov	+	+	+	+
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat		+	+	
<i>Selenastrum</i> sp.				+
<i>Spondylomorom</i> sp.				+
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg	+			+
Klebsormidiophyceae				
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	+			
Trebouxiophyceae				
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemmermann) Komárek	+	+	+	+
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	+	+	+	+
Zygnematophyceae				

Clase/género	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
<i>Closterium acutum</i> Brébisson	+	+	+	+
<i>Staurastrum</i> sp.	+	+		
<i>Zygnema</i> sp.		+		
Synurophyceae				
<i>Mallomonas</i> sp.	+	+		+
Dinophyceae				
<i>Diplopsalis</i> sp.	+	+	+	
<i>Durinskia baltica</i> (K.M.Levander) S.Carty & E.R.Cox	+	+	+	+
<i>Gymnodinium affinis fuscum</i>		+		
<i>Peridinium affinis inconspicuum</i> Lemmermann	+	+	+	+
Cryptophyceae				
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg		+	+	+
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	+	+	+	+
<i>Rhodomonas lacustris</i> (Pascher & Ruttner) Javornicky		+		
Cyanophyceae				
<i>Anabaenopsis arnoldii</i> Aptekar	+	+		
<i>Aphanizomenon affinis slovenicum</i>	+	+		
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek	+	+	+	+
<i>Aphanothece smithii</i> Komárková-Legnerová & Cronberg	+	+	+	+
<i>Chlorococcum</i> sp.		+		
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová	+	+	+	+
<i>Merismospedia</i> sp.			+	+
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing		+		
<i>Oscillatoria</i> sp.	+			
<i>Pseudoanabaena catenata</i> Lauterborn		+		+
Euglenophyceae				
<i>Astasia</i> sp.		+		
<i>Euglena spathirrhyncha</i> Skuja	+	+		+
<i>Trachelomonas</i> sp.	+		+	+
<i>Trachelomonas superba</i> Svirenko		+		

La comunidad presentó una baja diversidad de Shannon ($H' \log_e$) de 1,2 y una equidad de $J' = 0,5$. El índice de Lambda (0,5) indicó que la comunidad está dominada por pocas especies, entre las que se encuentran; las cianobacterias *Aphanocapsa incerta* (Lemmermann) Cronberg & Komárek y *Aphanothece smithii* Komárková-Legnerová & Cronberg, las algas verdes *Nephrochlamys subsolitaria* (G.S. West) Korshikov y *Chlorococcum* sp. y los dinoflagelados *Diplopsalis* sp. y *Peridinium affinis inconspicuum* Lemmermann. Estas especies

presentaron cambios de abundancia dependiendo de la estación del año, durante el invierno y primavera las cianobacterias fueron más abundantes, mientras que en verano y otoño los dinoflagelados y algas verdes fueron dominantes.

La densidad de fitoplancton varió estacionalmente, siendo significativamente mayor durante el invierno ($H_{Kruskal Wallis}=13,2$; $p < 0,05$) con respecto a las otras estaciones del año. La máxima riqueza y diversidad $H'(\log_e)$ de taxa, se presentó durante las estaciones de verano y otoño (Tabla 10), sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre las campañas de muestreo (riqueza promedio $H_{Kruskal Wallis}=5,4$; $p > 0,05$ y diversidad promedio $H_{Kruskal Wallis}=5,0$; $p > 0,05$) (Figura 18).

Tabla 10. Índices comunitarios en cada estación y sitio de muestreo, lago Vichuquén. S=Riqueza específica, d=Margalef, J'=índice de Pielou's, $H'(\log_e)$ =Shannon– Weaver, 1-Lambda= Índice Simpson.

Estación/sitio	S	d	J'	$H'(\log_e)$	1-Lambda'
Invierno	15	0,6	0,5	1,3	0,5
V1	12	0,4	0,4	0,9	0,4
V2	13	0,5	0,4	0,9	0,4
V3	15	0,6	0,7	1,5	0,7
V4	13	0,8	0,7	1,7	0,7
Otoño	20	0,9	0,6	1,4	0,6
V1	18	0,9	0,5	1,1	0,5
V2	14	0,6	0,5	1,1	0,6
V3	16	1,0	0,6	1,7	0,7
V4	20	1,2	0,6	1,7	0,7
Primavera	16	0,6	0,5	1,0	0,5
V1	10	0,5	0,5	0,9	0,5
V2	11	0,4	0,4	0,7	0,4
V3	16	0,6	0,5	1,1	0,5
V4	13	0,8	0,4	1,0	0,4
Verano	21	0,9	0,6	1,4	0,6
V1	18	0,8	0,5	1,0	0,5
V2	12	0,5	0,7	1,1	0,5
V3	21	1,1	0,7	1,8	0,7
V4	21	1,4	0,5	1,5	0,6
Total general	21	0,8	0,5	1,2	0,5

La abundancia entre los sitios muestreados fue similar, pero la diversidad ($H_{Kruskal Wallis}=10,48$; $p < 0,05$) y riqueza de taxa ($H_{Kruskal Wallis}=11,48$; $p < 0,05$) presentaron diferencias estadísticamente significativas entre la estación V-4 y el resto de las estaciones (Tabla 10). Probablemente, la menor profundidad de esta estación le proporciona características de lago somero favoreciendo la diversidad y número de taxa (Figura 18).

Las cianobacterias constituyeron el grupo con mayor abundancia en las estaciones V-1 y V-2, representando más del 75 % del total de células registradas (Figura 19). Las especies más abundantes fueron *A. incerta* y *A. smithii*, con densidades máximas de 10.884.073 Cel/L y 9.954.945 Cel/L, respectivamente (Tabla 1 del Anexo), generando una floración de estas cianobacterias en el hipolimnion (Figura 20). La máxima concentración de microcistinas totales encontradas durante las campañas 1 y 2 fue de 4,3 $\mu\text{g/L}$ en V-1 y 2,9 $\mu\text{g/L}$ en V-2.

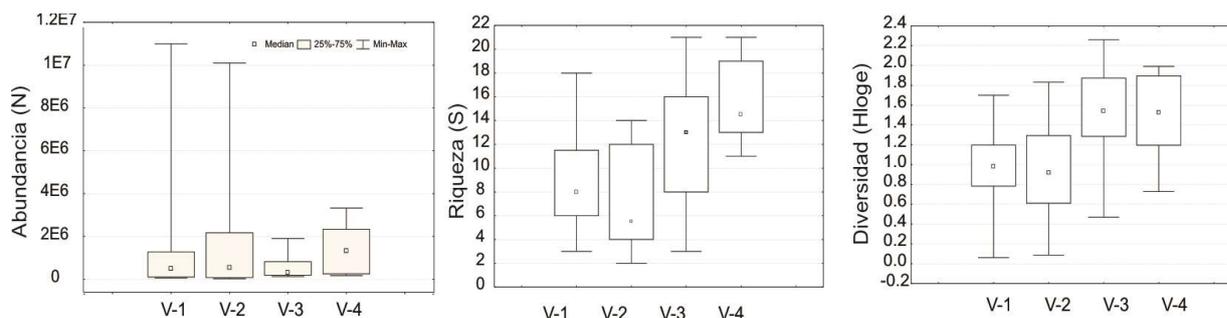


Figura 18. Abundancia, riqueza y diversidad de taxa en las estaciones monitoreadas. Lago Vichuquén.

Los índices de abundancia ($H_{\text{Kruskal Wallis}}=3,3$; $p > 0,05$) y diversidad de taxa ($H_{\text{Kruskal Wallis}}=1,2$; $p > 0,05$), mostraron que no existen diferencias significativas entre la superficie, medio y fondo. Durante el invierno se registró un aumento de la abundancia de células de cianobacterias en el fondo, en esta época del año se rompió la estratificación térmica y se produjo la oxigenación de la columna de agua, lo que puede estar asociado al aumento de la abundancia de estas microalgas en el hipolimnion. En cuanto a la riqueza promedio ($H_{\text{Kruskal Wallis}}=6,5$; $p < 0,05$) se determinaron diferencias entre los estratos de profundidad.

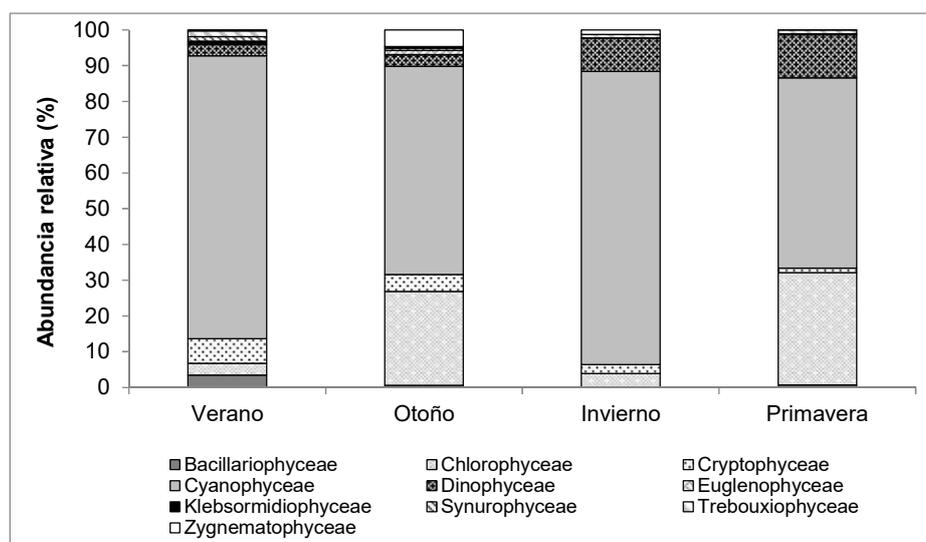


Figura 19. Abundancia relativa de clases de microalgas en Vichuquén en las estaciones del año.

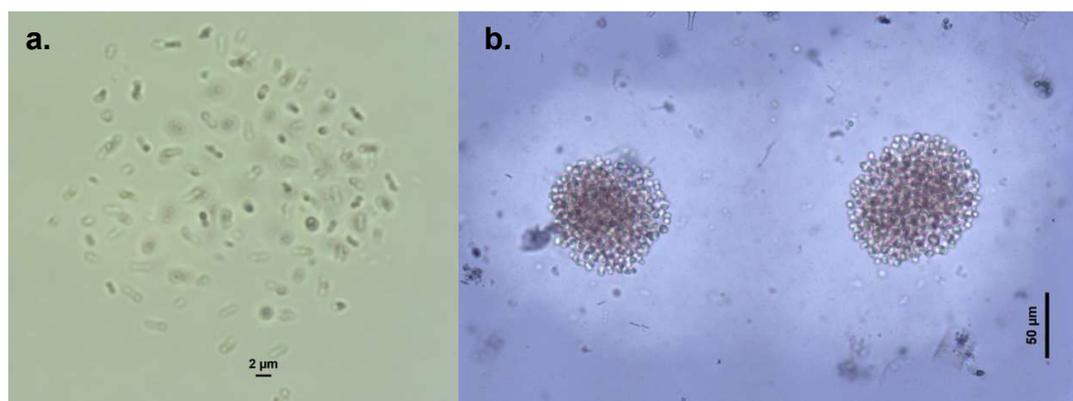


Figura 20. (a) Fotografías de las cianobacterias a. *Aphanothece smithii*, (b) *Aphanocapsa incerta* en Lago Vichuquén (40x).

El análisis de conglomerados de la abundancia de fitoplancton por estaciones y campaña de muestreo, muestran que se diferencian dos grupos constituidos por las estaciones del año. Un primer grupo formado principalmente por todos los sitios de muestreo en verano, cuando la diversidad y riqueza de taxa fue mayor, y otro conformado por el resto de las estaciones del año, agrupados en invierno, primavera y otoño (Figura 21).

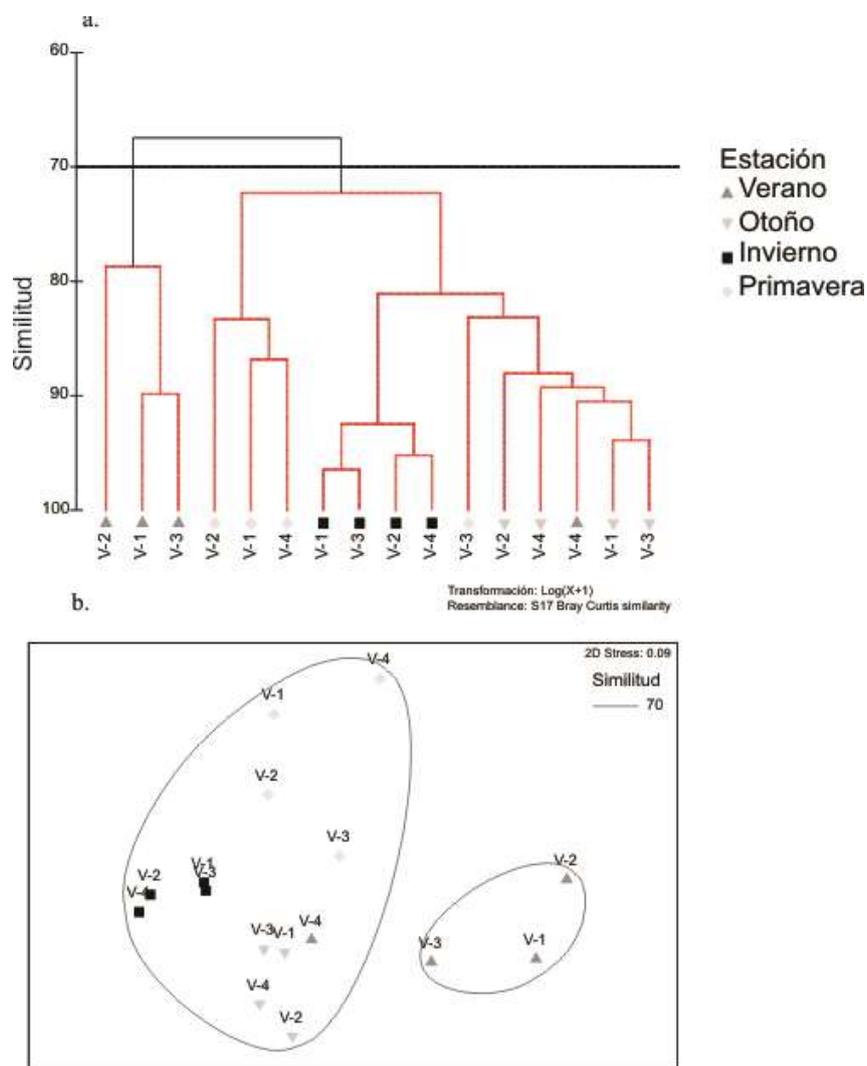


Figura 21. (a) Análisis de conglomerados de la abundancia del fitoplancton lago Vichuquén, por campaña y estación de muestreo. Las líneas rojas punteadas del dendrograma representan grupos no significativos a este nivel (prueba SIMPROF 95%). **(b)** MDS con la similitud de la abundancia del fitoplancton por sitios de muestreo y estaciones del año.

El análisis de redundancia (RDA) explicó un 43,2 % (Test de Monte Carlo, 999 permutaciones; $F=2,71$, $p < 0,001$) de la variabilidad de los datos físico-químicos y biológicos (clases de fitoplancton). El modelo consideró las variables ambientales oxígeno disuelto (OD), temperatura (TEMP), conductividad (COND), pH, fósforo total (PT), nitrato (NO_3), nitrito (NO_2), sólidos suspendidos totales (SST) y nitrógeno total (NT), como las más representativas para explicar la variabilidad espacio-temporal de las clases de fitoplancton. La Figura 22 muestra que conductividad (COND), oxígeno disuelto (OD), fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT) tienen un rol importante en la dispersión de los sitios a lo largo del primer eje.

En relación a la estructura comunitaria del fitoplancton, las clases Dinophyceae, Chlorophyceae y Cyanophyceae fueron los grupos más abundantes y se correlacionaron con diferentes variables ambientales. Las Cyanophyceae se relacionaron con altos valores de fósforo total (PT), nitrógeno total (NT) y conductividad (COND), y dominaron particularmente a profundidad media y fondo de las estaciones V-1 y V-2 donde la concentración de oxígeno fue mínima (< 1 mg/L). Chlorophyceae estuvo presente en la capa superficial de todas estaciones de monitoreo y se relacionó con valores de pH neutro, altos valores de oxígeno y bajos niveles de nitrato, conductividad, fósforo y nitrógeno total. Dinophyceae dominó principalmente la capa superficial y media de las estaciones V-1, V-2 y V-3 durante las campañas de invierno y primavera y se relacionó con bajas temperaturas y niveles de nitritos.

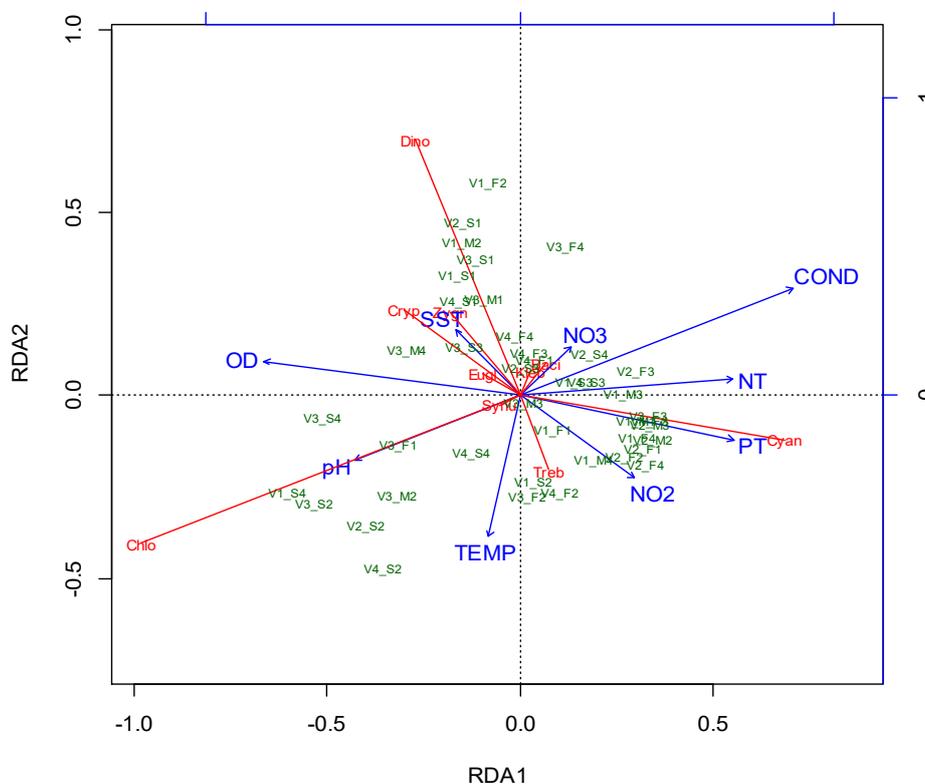


Figura 22. Análisis de redundancia (RDA) entre las variables ambientales, clases de fitoplancton y sitios de muestreo durante las campañas de monitoreo en el lago Vichuquén. V1, V2, V3 y V4=sitios de muestreo, S=superficie, M=medio, F=fondo, 1= invierno, 2=primavera, 3= verano y 4= otoño. Bacil=Bacillariophyceae, Chlo= Chlorophyceae, Cryp= Cryptophyceae, Cyan= Cyanophyceae, Dino= Dinophyceae, Eugl= Euglenaceae, Kleb= Klebsormidiophyceae, Synu= Synurophyceae, Treb= Trebouxiophyceae y Zygn= Zygnematophyceae.

En comparación con estudios anteriores sobre la comunidad fitoplanctónica del lago Vichuquén, se cuenta solo con un estudio realizado durante invierno-primavera 2013 y verano-otoño 2014 por la Dirección General de Aguas (DGA). Los resultados muestran una comunidad dominada por algas verdes y cianobacterias con 50 % y 48 % respectivamente (DGA, 2014). Las cianobacterias de los géneros *Dolichospermum* spp., y *Microcystis* spp., fueron reportados como los más abundantes de este grupo. A diferencia del presente estudio, el género *Dolichospermum* spp. no fue observado en el lago. Altas abundancias se registraron en el Estero Llico en donde genero una floración junto con *M. aeruginosa* durante el verano y otoño.

Similar a lo registrado durante el 2013-2014, las algas verdes, cianobacterias y dinoflagelados son abundantes y diversos, estos grupos cambian su abundancia en el ciclo anual, generando diferencias estacionales en la comunidad. Nuestros resultados muestran un aumento en la diversidad y densidad de las cianobacterias.

- Floración en Estero Llico

Durante las campañas de verano y otoño se registró la presencia de floraciones de cianobacterias en el Estero Llico (Figura 23). La proliferación de dos especies de cianobacterias: *Microcystis aeruginosa* y *Dolichospermum spiroides* generó el color verde del agua y la acumulación de biomasa en la superficie. En la planta se observó solo la presencia de *M. aeruginosa* con una abundancia de 2.360.000 cel/ml, la floración se desarrolló a una temperatura de 15,3 °C, 10.600 µS/cm y un pH básico de 9,30, con altas concentraciones de fósforo (0,87 mg/L) y nitrógeno total (3,13 mg/L). En la barra del Estero, la floración estaba formada por dos especies de cianobacterias, *M. aeruginosa* que alcanzó una abundancia de 71.400.000 cel/ml y *D. spiroides* con 3.800.000 cel/ml. La temperatura fue de 14,3 °C, una mayor conductividad (11.080 µS) y un pH básico de 8,65.

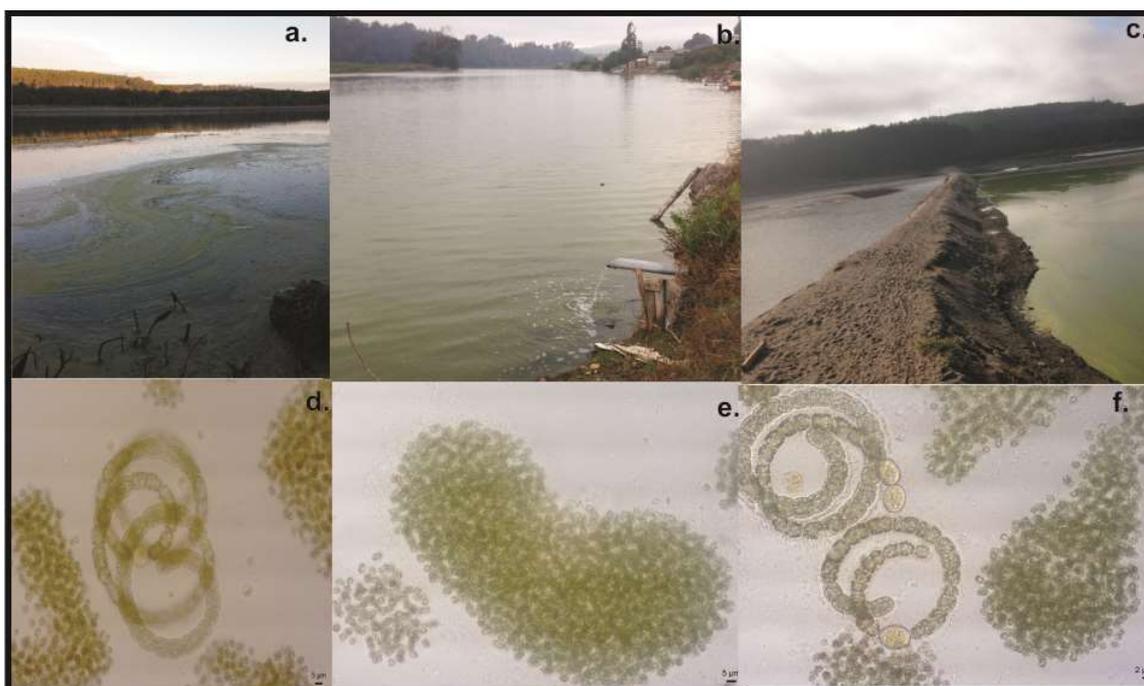


Figura 23. Floración de cianobacterias, Estero Llico. (a). Puente, verano. (b). Planta, otoño. (c). Barra, otoño. Especies causantes de la floración (d). *D. spiroides* y *M. aeruginosa* *Dolichospermum spiroides* verano 2016.(e). *M. aeruginosa* en la planta. (f). *D. spiroides* y *M. aeruginosa* en la barra.

Los resultados del análisis toxinas (microcistinas) en la muestra de la barra del Estero Llico, mostro la presencia de cuatro diferentes congéneres microcistina; microcistina RR (45,77 $\mu\text{g/L}$), microcistina LR (83,38 $\mu\text{g/L}$), microcistina YR (14,2 $\mu\text{g/L}$) y microcistina LA (264,65 $\mu\text{g/L}$). Estas toxinas inhiben la fosfatasa proteica tipo 1 y 2A y afectan principalmente el hígado (hepatotoxinas) de seres humanos y animales (Chorus & Bartram, 1999). Su ingestión en altas concentraciones ocasiona la muerte de animales y/o efectos acumulativos crónicos, conociéndose hasta el momento su incidencia en el cáncer colorrectal en varias poblaciones China (Zhou et al., 2002). Actualmente, son incluidas por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer como un carcinógeno potencial para los seres humanos (Clase 2B) (IARC, 2007). También se han reportado daños al riñón producidos por las microcistinas (Humpage, 2008).

- Floración en Laguna Torca

En la laguna registró la presencia de una floración toxica producida por las cianobacterias *Microcystis aeruginosa* y *Aphanizomenon* aff. *slovenicum* (Figura 24). La concentración de células de *M. aeruginosa* fue de 66.200.000 cel/ml y 2.880.000 cel/ml de *Aphanizomenon*. Se registró la presencia de solo un congénere de microcistina, MC-LA, con una concentración

de 24,77 $\mu\text{g/L}$. La floración se desarrolló a una temperatura de 15,1 $^{\circ}\text{C}$, 3.920 μS y un pH básico de 8,51.

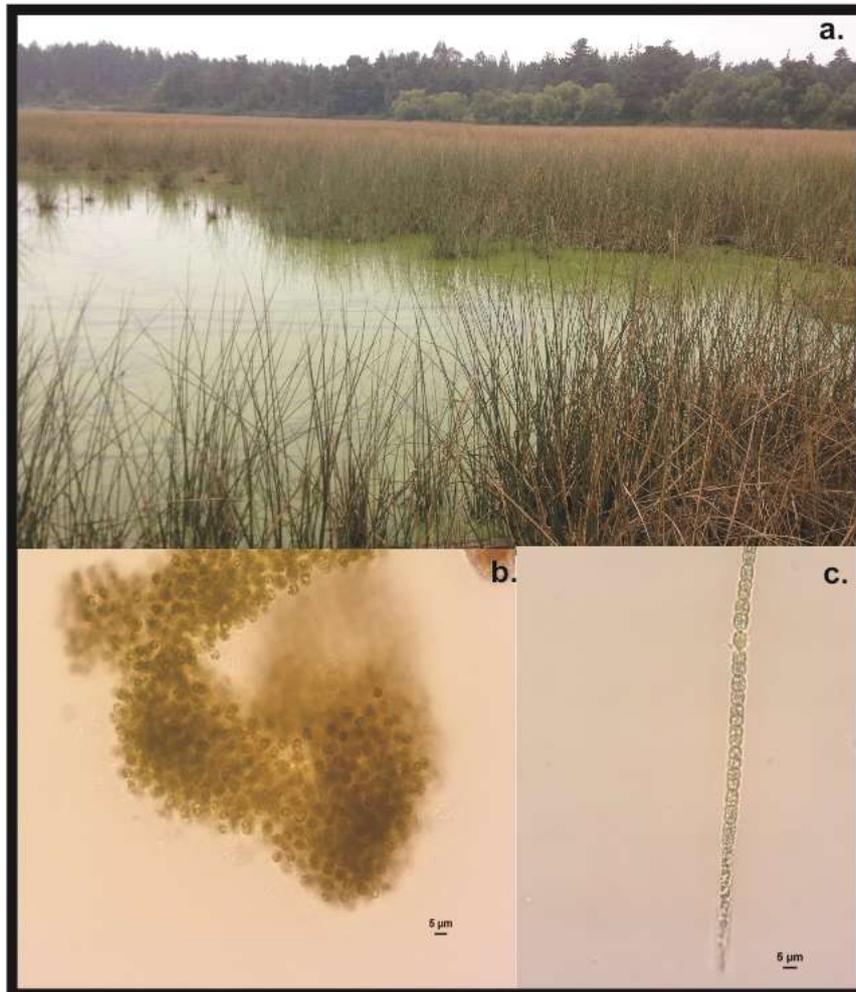


Figura 24. (a) Floración de cianobacterias, Laguna Torca. (b) *M. aeruginosa*. (c) *Aphanizomenon* aff. *slovenicum*.

5.7 Análisis estadístico

El resultado del análisis de componentes principales (PCA) determinó que los dos primeros ejes explican 68,0% de la varianza (Tabla 11). El primer eje, que es responsable del 50,2 % de la varianza, se correlacionó positivamente con alcalinidad, amonio, orto-fosfato, fósforo y nitrógeno total, y negativamente con oxígeno disuelto. Mientras que nitrato y pH fueron las variables que se correlacionaron con el segundo eje (17,8 %). Adicionalmente se pudo observar que durante la campaña de invierno todas las estaciones monitoreadas se relacionaron con altas concentraciones de nitrato en el agua, particularmente las profundidades medias y bajas (Figura 25 a, b y c). No obstante, las campañas desarrolladas durante primavera, verano y otoño presentaron un marcado gradiente en profundidad. La capa superficial de todas las estaciones se asoció a valores altos de pH y temperatura, y valores bajos de conductividad y concentración de nitrógeno total; mientras que las profundidades medias y fondo de las estaciones más próximas al desagüe del lago (V-1 y V-2) se asociaron a altos niveles de amonio, orto-fosfato, alcalinidad y fósforo total; y a bajas concentraciones de oxígeno disuelto. A profundidades superiores a 10 m se observa una anoxia de la columna de agua (ver perfiles limnológicos).

Tabla 11. Resumen del Análisis de componentes principales (PCA), se muestran los componentes principales que explican la mayor proporción de la varianza de los datos ambientales, destacándose aquellas variables que mejor se correlacionan con PC1 y PC2, respectivamente.

PARÁMETROS	PC1	PC2
Varianza (%)	50.20	17.84
Varianza acumulada (%)	50.20	68.04
Alcalinidad	1.26	-0.26
Amonio	1.26	-0.38
Clorofila	-0.31	-0.33
Conductividad	1.02	0.32
Fósforo total	1.26	-0.23
Nitrato	-0.03	1.25
Nitrito	0.66	-0.25
Nitrógeno total	1.24	0.32
Oxígeno disuelto	-1.26	0.08
Orto-fosfato	1.26	-0.36
pH	-0.72	-1.04
Sólidos suspendidos totales	-0.27	0.28
Temperatura	-0.40	-0.86

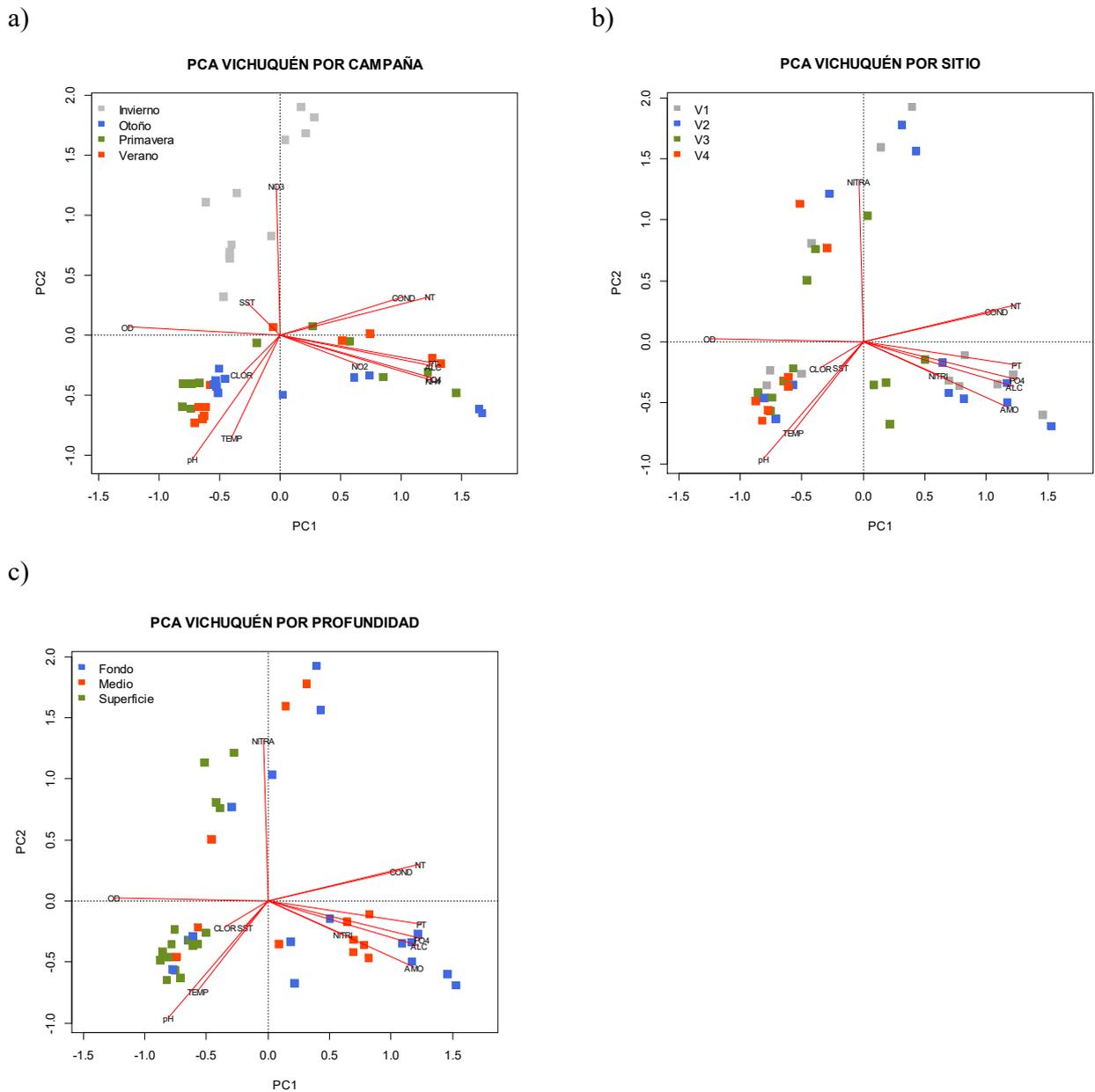


Figura 25. Análisis de componentes principales (PCA) de las variables ambientales monitoreadas por campaña (a), sitio (b) y profundidad (c) de muestreo.

5.8 Estado Trófico del lago

En la Figura 26 se realiza un análisis comparativo de la transparencia (Disco Secchi, m), concentración promedio de clorofila (mg/m^3) y fósforo total (mg/L) para las campañas de muestreo de los meses de agosto (a) y noviembre (b) de 2015, enero (c) y mayo (d) de 2016. En ella es posible observar un gradiente decreciente de la concentración de fósforo total y transparencia desde las estaciones V-1 a V-4. Por el contrario, la clorofila total muestra una tendencia al aumento desde la estación V-1 a V-4.

La evaluación del estado trófico (Figura 27 a-d) muestra que el índice de fósforo total (TSI Pt) corresponde a un estado eutrófico durante todo el período de muestreo. Particularmente las estaciones V-1 y V-2 alcanzaron una de condición hipereutrofia en las campañas primavera, verano y otoño. Por otra parte, los índices de clorofila a (TSI Chla) y transparencia (TSI Ds) se mantuvieron estables en una condición de mesotrofia. Sin embargo, el estado trófico estimado a través de la clasificación OCDE (1982), clasifica al lago como eutrófico e hipereutrófico de acuerdo a sus niveles de transparencia y fósforo total, respectivamente. La clorofila mantiene su condición mesotrofia.

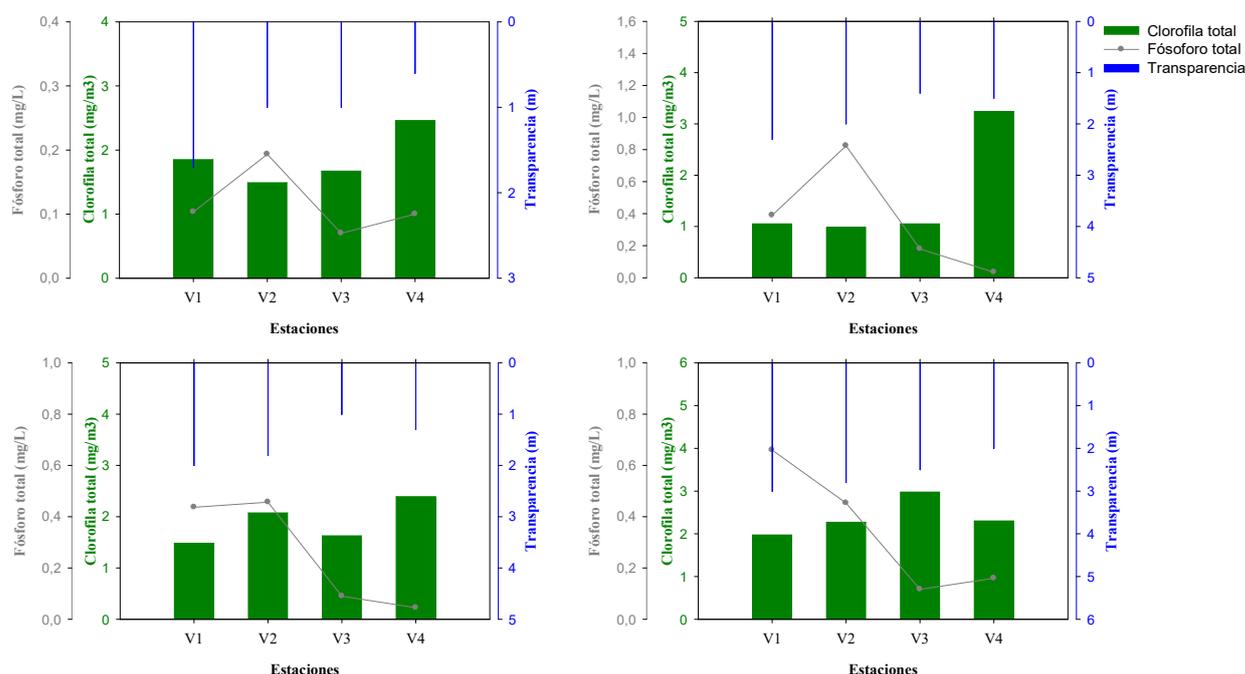


Figura 26. Valores por estación de muestreo de transparencia, concentración promedio clorofila y fósforo total, correspondientes a las campañas realizadas en los meses de agosto de 2015 (a), noviembre de 2015 (b), enero de 2016 (c) y mayo de 2016 (d).

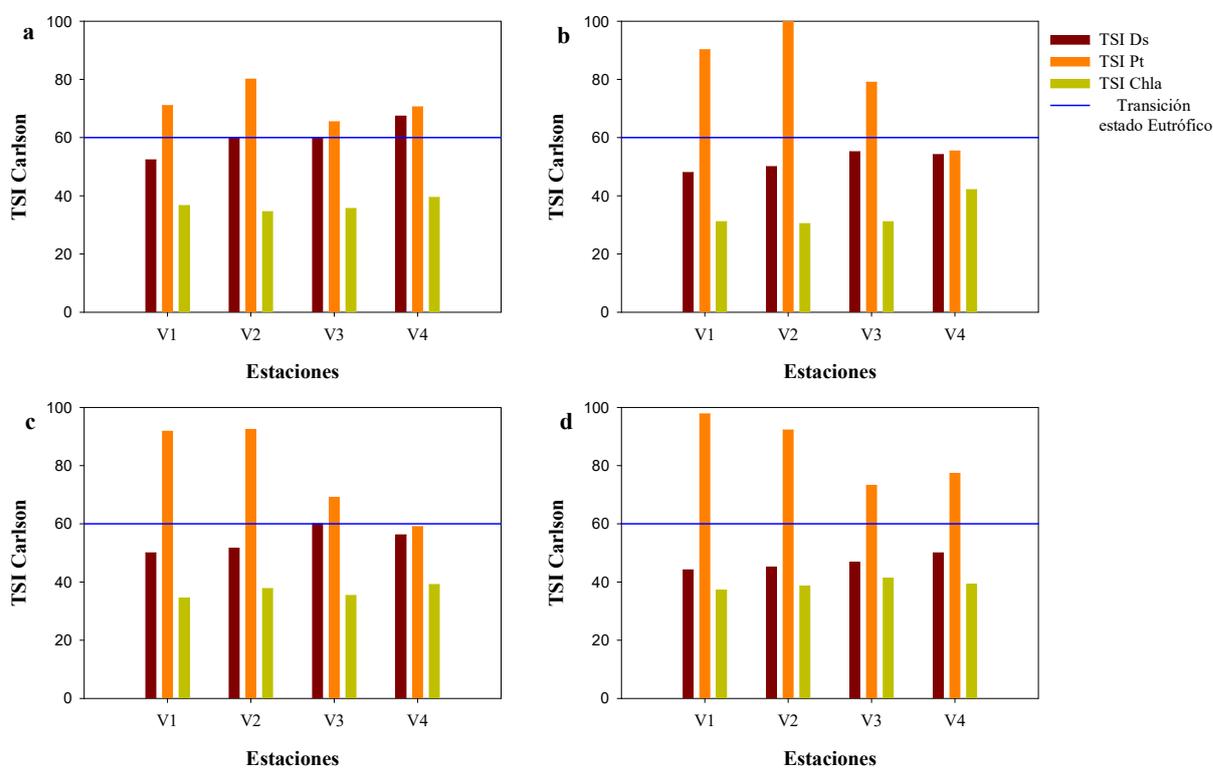


Figura 27. Variación del estado trófico en las cuatro estaciones de muestreo del lago Vichuquén durante las campañas realizadas en los meses de agosto de 2015 (a), noviembre de 2015 (b), enero de 2016 (c) y mayo de 2016 (d).

5.9 Determinación de las fuentes puntuales y difusas de nutrientes

5.9.1 Fuentes puntuales

5.9.1.1 Plantas de tratamientos de aguas servidas (PTAS)

La revisión de la información obtenida de los distintos servicios ambientales y sanitarios del país, determinó que existen cuatro fuentes puntuales que descargan en el área de estudio. Estas corresponden a las Plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) de las localidades de Vichuquén, Llico y de las poblaciones Santa Filomena y Las Brisas de Torca, todas con sistemas de lodos activados. La planta de tratamiento de Vichuquén descarga al estero Las Cardillas y la población Santa Filomena lo hace a un tributario del estero Uraco, que posteriormente se unen con el río Vichuquén y desemboca en el lago. La planta de la población Las Brisas de Torca tiene un sistema de infiltración para sus descargas que se encuentra aproximadamente a 100 metros del lago. Finalmente, la planta de tratamiento de Llico descarga al estero del mismo nombre y no constituye una fuente directa de nutrientes al lago, ya que se encuentra en el efluente de salida, antes de llegar al mar. Sin embargo, producto del cierre del estero Llico se podrían estar generando problemas de acumulación de nutrientes en dicho estero, lo que se ve reflejado en el desarrollo de densas floraciones de cianobacterias (Figura 28).



Figura 28. Vertimiento de las Plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS), Estero Llico.

5.9.1.2 Tributarios

El estero Vichuquén (E-5) es el principal afluente permanente que ingresa al lago. Este sistema experimenta drásticos cambios de caudal entre invierno y verano, disminuyendo más

de doce veces en periodo estival. Por el contrario, los tributarios E-6, E-7 y E-8 se comportaron como esteros intermitentes, encontrándose secos la mayor parte del periodo muestreado (Tabla 12). En relación a los aportes de nutrientes al lago (Tabla 13), la mayor concentración de nitrógeno y fósforo total fue detectada en el estero La Quesería (E-7) en agosto de 2015 y mayo de 2016, respectivamente. Sin embargo las mayores cargas al lago ingresan a través del estero Vichuquén (E-5), principalmente en época de invierno.

Tabla 12. Caudales medidos en los principales tributarios al Lago Vichuquén en las cuatro campañas de monitoreo.

	Estaciones	Caudal (m ³ /s)	Pt (µg/L)	Carga P (kg/día)	Nt (mg/L)	Carga N (kg/día)
Campaña 1 Agosto 2015	E 5	1,7	90	13,2	0,5	73,4
	E 6	0,1	100	0,9	0,5	4,3
	E 7	0,03	180	0,5	1,1	2,9
	E 8	0,03	160	0,4	0,5	1,3
Campaña 2 Noviembre 2015	E 5	0,41	70	2,5	0,4	14,2
	E 6	Seco	---	---	---	---
	E 7	0,0025	100	0,02	0,2	0,04
	E 8	0,01	70	0,06	0,5	0,4
Campaña 3 Enero 2016	E 5	0,09	50	0,39	0,16	1,2
	E 6	Seco	---	---	---	---
	E 7	Seco	---	---	---	---
	E 8	Seco	---	---	---	---
Campaña 4 Mayo 2016	E 5	0,14	100	1,21	0,2	2,4
	E 6	Seco	---	---	---	---
	E 7	0,003	1580	0,41	0,28	0,1
	E 8	Seco	---	---	---	---

Las concentraciones de coliformes fecales fluctuaron entre un mínimo de 330 y un máximo de 3500 NMP/100ml. Todos los valores detectados superan el límite máximo establecido en norma chilena NCh133 para agua destinado al consumo de animales. Del mismo modo, los valores más altos registrados en las estaciones E-5 (2.200 NMP/100ml) y E-8 (3.500 NMP/100ml) sobrepasan los 1.000 NMP/100ml permitidos para el agua destinada a riego de verduras y frutas que se desarrollan a ras de suelo.

Tabla 13. Resultados del análisis de calidad del agua en los tributarios del Lago Vichuquén, correspondientes a los muestreos realizados entre agosto de 2015 y mayo de 2016.

Parámetros	Campaña 1				Campaña 2				Campaña 3				Campaña 4			
	E 5	E 6	E 7	E 8	E 5	E 6	E 7	E 8	E 5	E 6	E 7	E 8	E 5	E 6	E 7	E 8
Alcalinidad (mg/L)	31	24	52,5	47,5	45	Seco	102	90	29	Seco	Seco	Seco	42	Seco	120	Seco
Amonio (mg/L)	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	Seco	0,02	<0,02	<0,02	Seco	Seco	Seco	<0,02	Seco	0,1	Seco
Coliformes fecales (NMP/100ml)	940	790	330	3500	330	Seco	230	790	330	Seco	Seco	Seco	2200	Seco	110	Seco
Conductividad (µS/cm)	134	90	188	234	99	Seco	211	212	101,4	Seco	Seco	Seco	135,6	Seco	365	Seco
Fósforo total (µg/L)	90	100	180	160	70	Seco	100	70	50	Seco	Seco	Seco	100	Seco	1,58	Seco
Nitrato (mg/L)	0,3	0,1	<0,05	0,3	<0,05	Seco	<0,05	<0,05	0,32	Seco	Seco	Seco	0,15	Seco	0,15	Seco
Nitrito (mg/L)	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,005	Seco	<0,005	<0,005	0,008	Seco	Seco	Seco	0,007	Seco	0,009	Seco
Nitrógeno total (mg/L)	0,5	0,5	1,1	0,5	0,4	Seco	0,2	0,5	0,16	Seco	Seco	Seco	0,20	Seco	0,28	Seco
Oxígeno Disuelto (mg/L)	8,9	8,9	9,3	9,1	9,3	Seco	10,8	11,8	6	Seco	Seco	Seco	10,30	Seco	8,3	Seco
Orto-fosfato (mg/L)	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,02	Seco	0,04	0,04	0,049	Seco	Seco	Seco	0,05	Seco	0,044	Seco
pH	7,31	7,47	7,39	7,44	7,36	Seco	7,24	7,28	6,53	Seco	Seco	Seco	6,84	Seco	6,95	Seco
Sílice (mg/L)	18,2	21,4	19,4	19,4	17,9	Seco	21,4	21,5	17,8	Seco	Seco	Seco	15,8	Seco	11,38	Seco
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	4,9	5	8,4	7,2	5,3	Seco	1,4	1,4	1	Seco	Seco	Seco	<1,0	Seco	8,8	Seco
Temperatura (°C)	12,1	16,9	11,5	12,2	16,3	Seco	11,8	12,6	17	Seco	Seco	Seco	14	Seco	13,2	Seco

5.9.2 Fuentes difusas

5.9.2.1 Usos de suelo en la cuenca

Los cambios en el uso de suelo son considerados como una de las causas de la degradación ambiental y pérdida de funciones y servicios ecosistémicos de los territorios, afectando, fuertemente la capacidad de los sistemas biológicos para soportar y satisfacer las necesidades humanas. Un análisis multitemporal permite detectar cambios en la cobertura de uso de suelo entre diferentes fechas de referencia, observando la evolución del medio y las repercusiones de la acción del hombre. Además, entrega información necesaria para la planificación del territorio, siendo útil para reorientar programas de manejo para la restauración de ecosistemas degradados.

En la Tabla 14 se muestran los porcentajes de uso de suelo para los años 1999 y 2009 de la cuenca del lago Vichuquén. En ella es posible observar que ya en el año 1999 el uso predominante corresponde a monocultivo forestal, con un 68,1% del área de drenaje. Mientras que el año 2009 el porcentaje se redujo a un 65,1% pero se mantiene como la actividad productiva predominante en la cuenca. Esto implica que los suelos de la cuenca son susceptibles a la erosión, debido a la misma dinámica de crecimiento del pino y su interacción con el suelo. Lo que se ve incrementado a la hora de la extracción, donde producen los mayores efectos debido al arrastre de residuos a través de las pendientes por afluentes y esteros, lo que incide directamente en la calidad del cuerpo receptor, en este caso el lago Vichuquén. En cuanto al grado de intervención antrópica de la cuenca del lago Vichuquén, al agrupar las categorías de uso que se relacionan directamente con actividades productivas (uso agrícola y monocultivo forestal) y de asentamientos humanos (urbano), estas superan ampliamente el 70% de la superficie total para ambos periodos. En este sentido, otro indicador de la presión antrópica del área de estudio es la reducción del 1,2% del bosque nativo, el que disminuyó de 1,46% en el año 1999 a 0,27% en año 2009.

Tabla 14. Comparación de porcentaje (%) de uso de suelo según macro categorías entre el año 1999 y 2009.

Uso de Suelo	1999 (%)	2009 (%)	% Cambio
Bosque Nativo	1,46	0,27	- 1,2
Cuerpos de agua	3,32	3,31	0,01
Matorral	17,53	19,86	2,33
Monocultivo forestal	68,11	65,06	-3,05
Renoval	-	3,15	3,15
Terrenos húmedos	1,09	1,16	0,07
Urbano	0,45	0,51	0,06
Uso Agrícola	8,05	6,68	-1,37

A continuación, las Figuras 29 y 30 presentan la distribución de las macro categorías de uso de suelo en la cuenca del lago Vichuquén estimadas para los años 1999 y 2009, respectivamente.

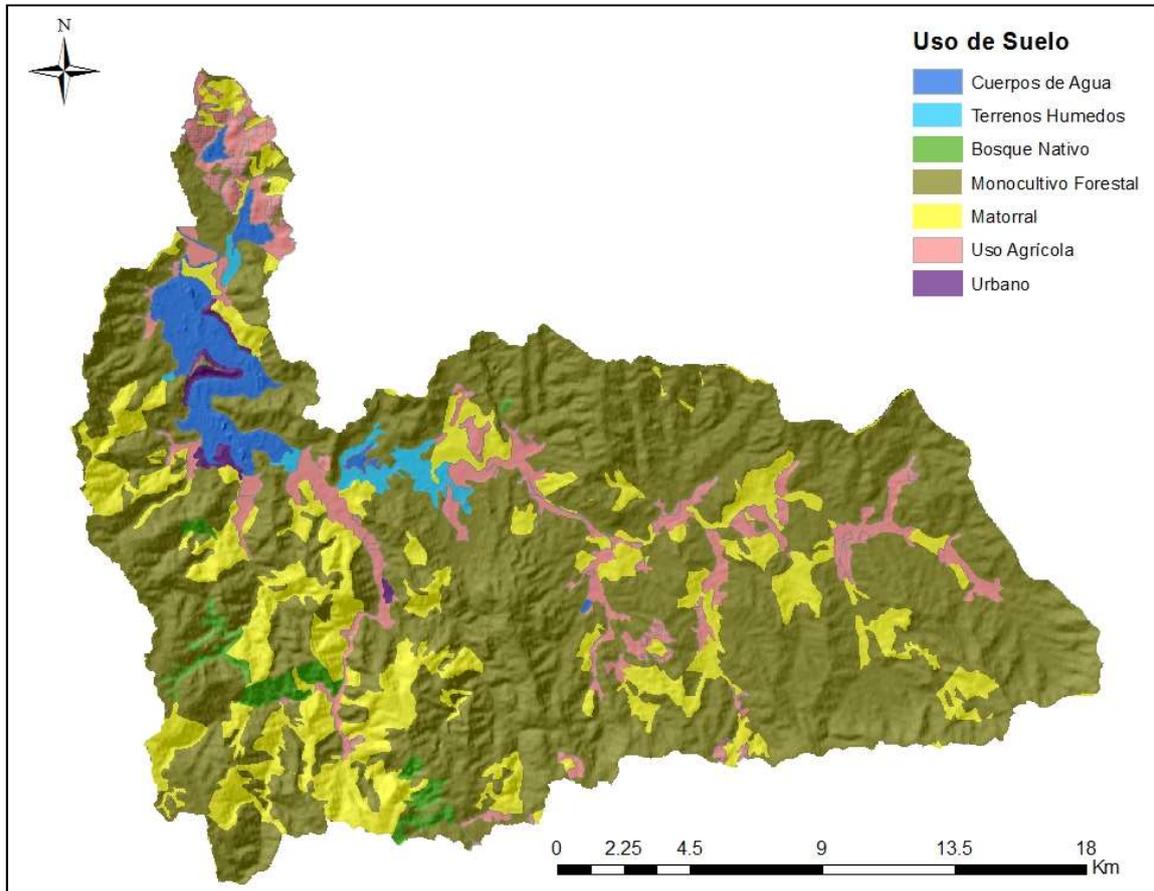


Figura 29. Usos de suelo de la cuenca del lago Vichuquén para el año 1999.

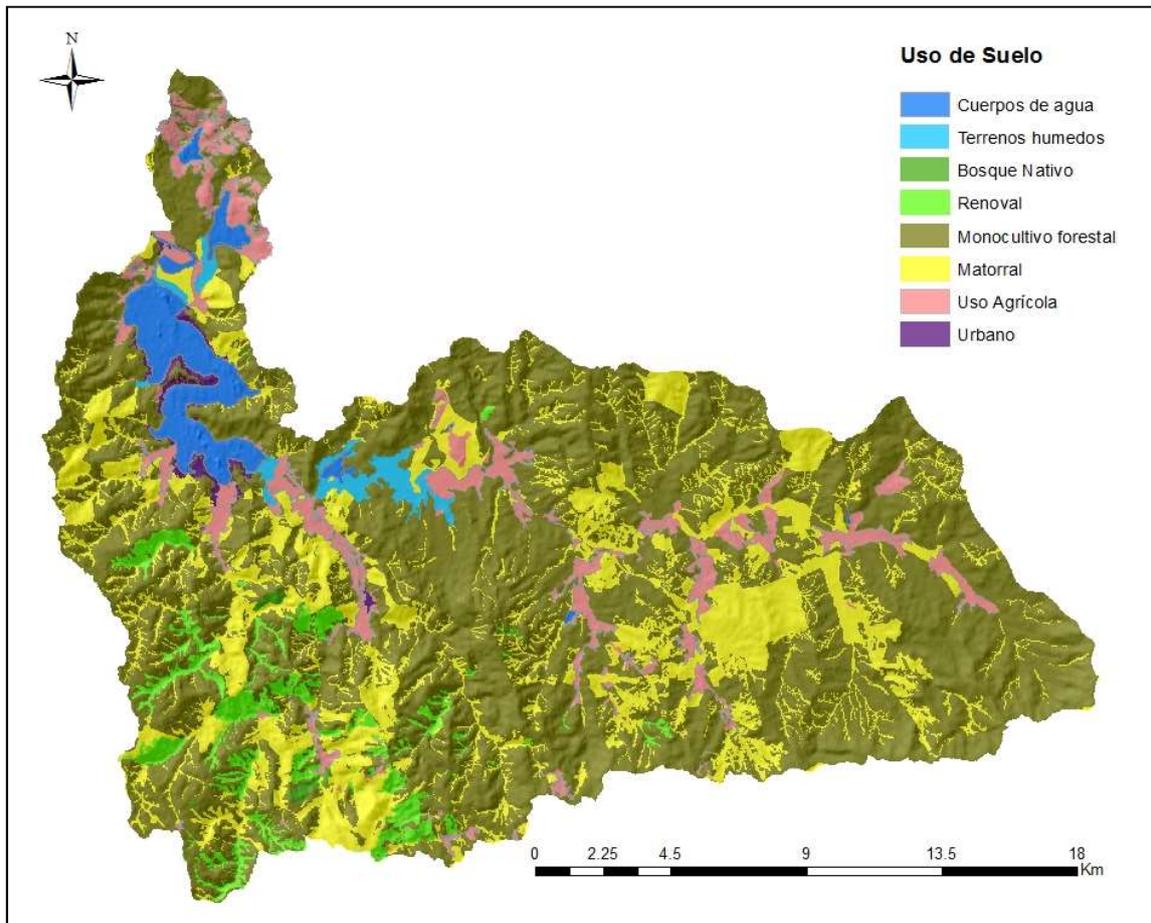


Figura 30. Usos de suelo de la cuenca del lago Vichuquén para el año 2009.

5.10 Estimación de las cargas de nutrientes al lago

5.10.1 Cargas externas

Una de las causas de degradación de la calidad de los cuerpos de agua superficial son las cargas de nutrientes provenientes de fuentes no puntuales (Orúe et al., 2011). Esta resulta de la escorrentía del suelo a través de la cuenca de drenaje transportando contaminantes derivados de actividades humanas hacia los sistemas acuáticos. Por ende, es necesario identificar los elementos del paisaje que contribuyen a la contaminación de los cursos de agua para implementar medidas de control que prevengan y eviten procesos de eutrofización (Oyarzun et al., 1997).

Para cuantificar las cargas difusas de nitrógeno y fósforo se utilizan coeficientes de exportación, los que representan la cantidad de nutrientes generados por unidad de área por unidad de tiempo (kg/ha/año). Estos coeficientes son afectados por numerosos factores variables en el espacio y en el tiempo, tales como las precipitaciones, la topografía y la diversidad de la vegetación.

En la literatura se puede encontrar una amplia gama de coeficientes de exportación de fósforo y nitrógeno total para cualquier uso de la tierra, principalmente dados en los Estados Unidos (Jeje, 2006). En Chile se han realizado diversos estudios en pequeñas cuencas situadas en la cordillera de los Andes, en la zona centro-sur del país, las que presentan principalmente cobertura de bosque nativo adulto, pradera ganadera y matorral.

Se realizó una revisión bibliográfica de coeficientes de exportación de nutrientes en sitios con similitud en la cobertura vegetal, precipitación y escorrentía a los de la cuenca del lago Vichuquén, es decir, para una cuenca altamente intervenida y dominada principalmente por monocultivo forestal, pero existe escasa información que represente completamente las características del sitio de estudio. Sin embargo, se realizó el cálculo de las cargas de fósforo y nitrógeno total basado en la recopilación realizada por Reckhow et al., 1980 y UACH, 2014 (ver Tabla 5).

En el cálculo de las cargas de nutrientes, se observaron grandes diferencias en los resultados que arrojaron los coeficientes de ambos estudios. Debido a la falta de información histórica que permita contrastar los valores obtenidos con datos de campo, se optó por entregar dos escenarios de simulación. Así, se obtiene una primera aproximación a las cargas difusas de nutrientes que ingresan al lago Vichuquén, como una herramienta científica útil para un análisis comparativo.

En las Figuras 31 a-b y 32 a-b se muestran las cargas de fósforo y nitrógeno total, respectivamente, según los distintos usos de suelo de la cuenca desde el año 2009 al 2015. En ella es posible observar que el primer escenario (a) registró las mayores cargas, siendo 25 ton/año de fósforo total y 230 ton/año de nitrógeno total en el año 2015. En cuanto a las coberturas de suelo, los mayores aportes corresponden a uso agrícola y monocultivo forestal. Esto, a pesar de que el uso agrícola corresponde solo a un 6,7% (2009) del total de la cuenca (ver Tabla 14). El segundo escenario (b) simula un aporte de nutrientes mucho menor al primero, con una carga de 5 ton/año de fósforo total y 50 ton/año de nitrógeno total, provenientes principalmente desde el suelo de uso forestal.

En conclusión, es necesario llevar a cabo más estudios que permitan conocer los flujos de nutrientes a través de coeficientes de exportación según la cobertura y tipo de suelo de la cuenca de drenaje del lago. Un mayor conocimiento permitirá adoptar medidas de gestión y tecnologías más apropiadas para la recuperación y mantención del lago Vichuquén.

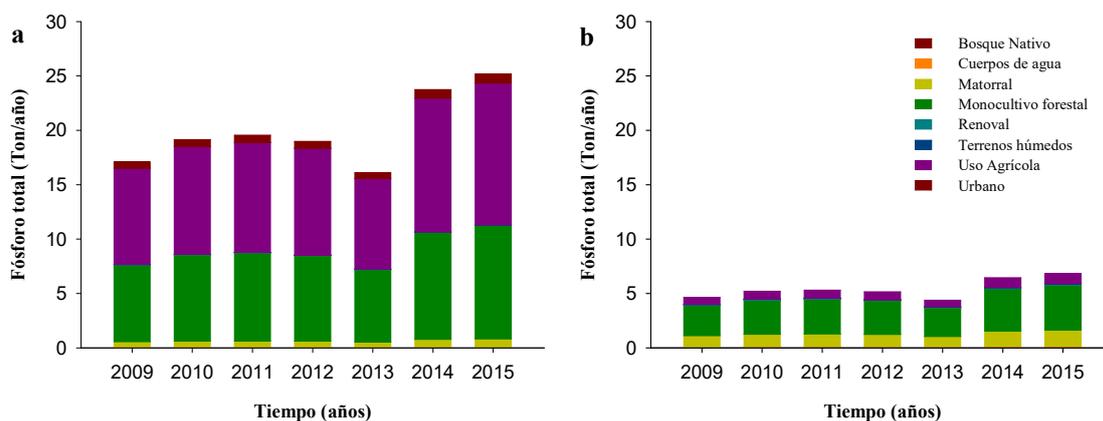


Figura 31. Carga difusa de fósforo total para la cuenca del lago Vichuquén con coeficientes de exportación de Reckhow et al., 1980 (a) y UACH, 2014 (b).

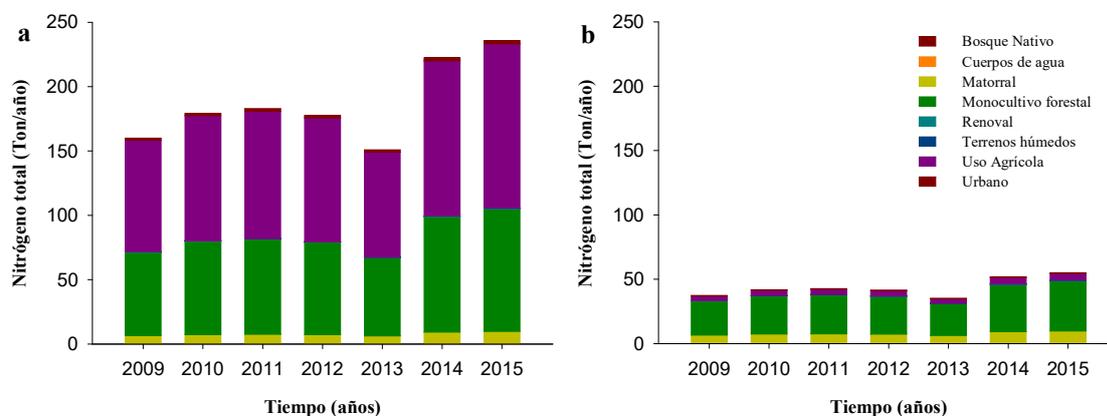


Figura 32. Carga difusa de nitrógeno total para la cuenca del lago Vichuquén con coeficientes de exportación de Reckhow et al., 1980 (a) y UACH, 2014 (b).

5.10.2 Cargas internas

La caracterización sedimentológica mostró la presencia de sedimentos negros anóxicos compuestos por fracciones finas (Figuras 33-36), correspondiendo principalmente a limos medios (Tabla 15). En general, el tamaño medio de las partículas del sedimento refleja las condiciones hidrodinámicas (energéticas) que actúan en su transporte y depositación (Folk, 1980). Por ejemplo, las partículas más gruesas están asociadas a un mayor nivel de energía y las más finas se encuentran en sectores con un menor nivel de energía. El predominio de partículas finas (“limos”) en las estaciones del lago, revela que se trata de ambientes de baja energía, con una tendencia general al predominio de procesos de depositación por sobre los erosivos.

El porcentaje de materia orgánica osciló entre 13 y 18 % en todas las estaciones del lago, porcentajes relativamente bajos para un lago eutrófico, mientras que la concentración de fósforo total fue muy elevada, con niveles máximos sobre los 2.000 mg/Kg en la estación V-3. El potencial Redox (Eh) presentó valores negativos, corroborando la condición anóxica de los sedimentos, y transformándolos en una importante fuente de fósforo a la columna de agua. Normalmente durante los períodos de anoxia o hipoxia, las condiciones reductoras pueden dar lugar a la desorción de fosfato de oxihidróxidos de hierro en la interfase agua-sedimento, causando difusión de fosfato disuelto de los sedimentos a la columna de agua.

Tabla 15. Parámetros granulométricos y de calidad de los sedimentos del Lago Vichuquén.

	Estación	Fósforo total (mg/Kg)	Materia Orgánica (%)	pH	Eh (mV)	Tamaño medio (Φ)	Clasificación textural (Wentworth, 1922)
Campaña 1	V 1	1780,5	14,8	7,84	-372,4	5,99	Limo medio
	V 2	1818,6	14,3	7,74	-405,1	6,35	Limo medio
	V 3	2103,8	13,9	7,29	-362,1	6,55	Limo medio
	V 4	1595,8	13,3	7,15	-290,1	5,54	Limo medio
Campaña 2	V 1	1433,9	14,2	7,71	-387	5,9	Limo medio
	V 2	1515,5	13,8	7,63	-426	6,66	Limo medio
	V 3	2208,1	13,9	7,36	-382,6	6,48	Limo medio
	V 4	1606,8	14,3	7,05	-361	6,05	Limo medio
Campaña 3	V 1	1581,4	18,4	7,7	-435	5,69	Limo medio
	V 2	1666,5	15,7	7,71	-420,8	6,27	Limo medio
	V 3	2099,6	15,8	7,66	-444	6,11	Limo medio
	V 4	1678,8	12,9	7,26	-304,7	5,72	Limo medio
Campaña 4	V 1	843,3	14,6	7,55	-397,1	5,52	Limo grueso
	V 2	919,4	14,4	7,55	-410,6	4,89	Limo muy grueso
	V 3	1073,9	14,8	7,81	-390,6	5,91	Limo grueso
	V 4	844	12,4	7,38	-362,7	5,35	Limo grueso

Campaña 1: Agosto de 2015

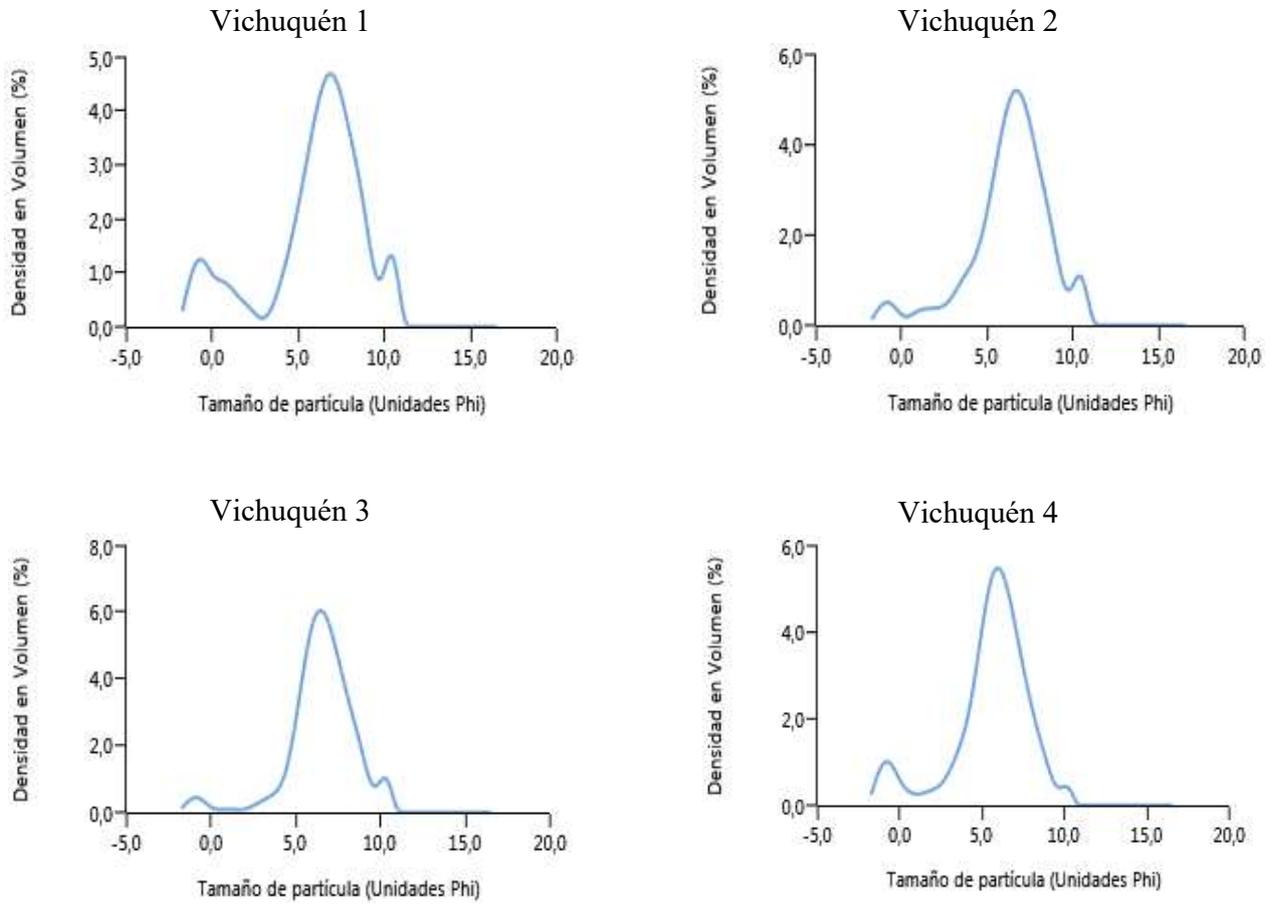


Figura 33. Curvas de frecuencia de tamaños de partículas en las muestras analizadas de la campaña de agosto de 2015.

Campaña 2: Noviembre de 2015

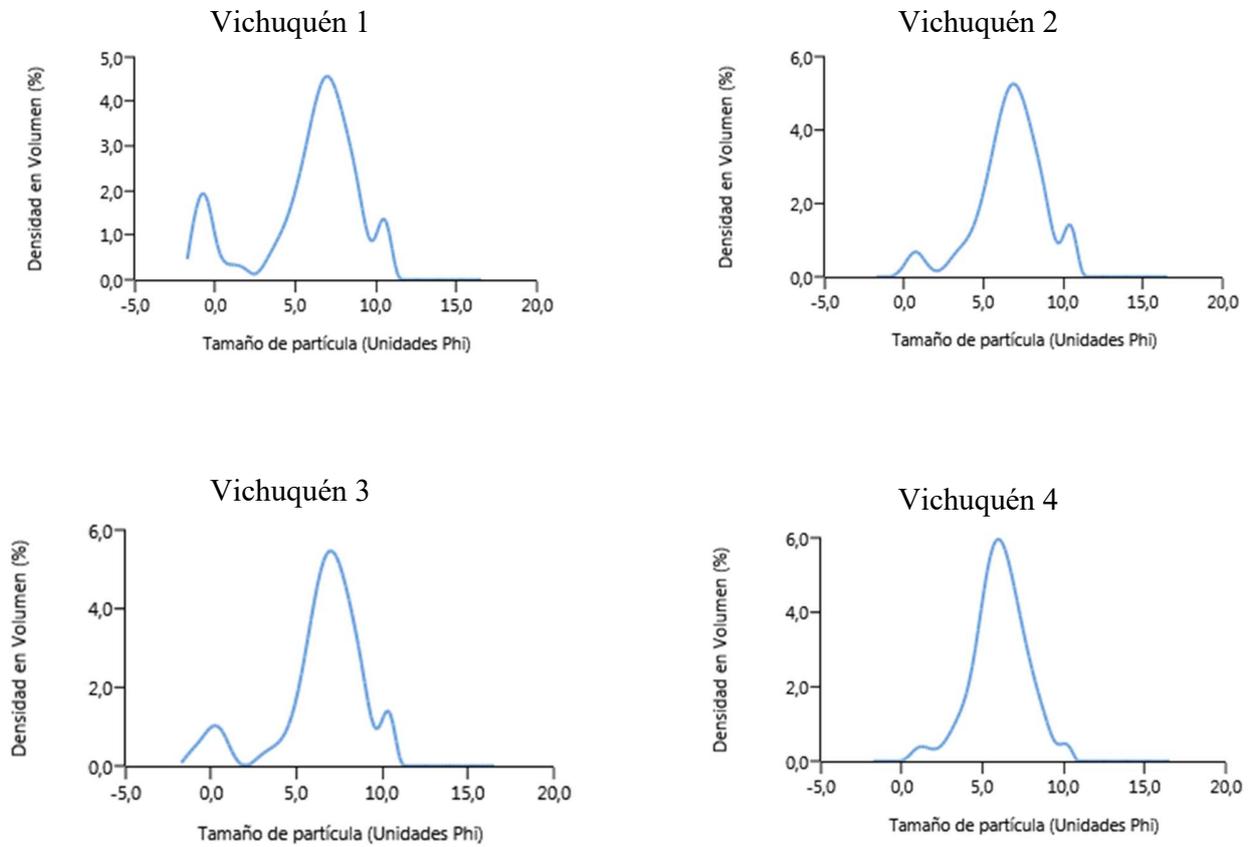


Figura 34. Curvas de frecuencia de tamaños de partículas en las muestras analizadas en noviembre de 2015.

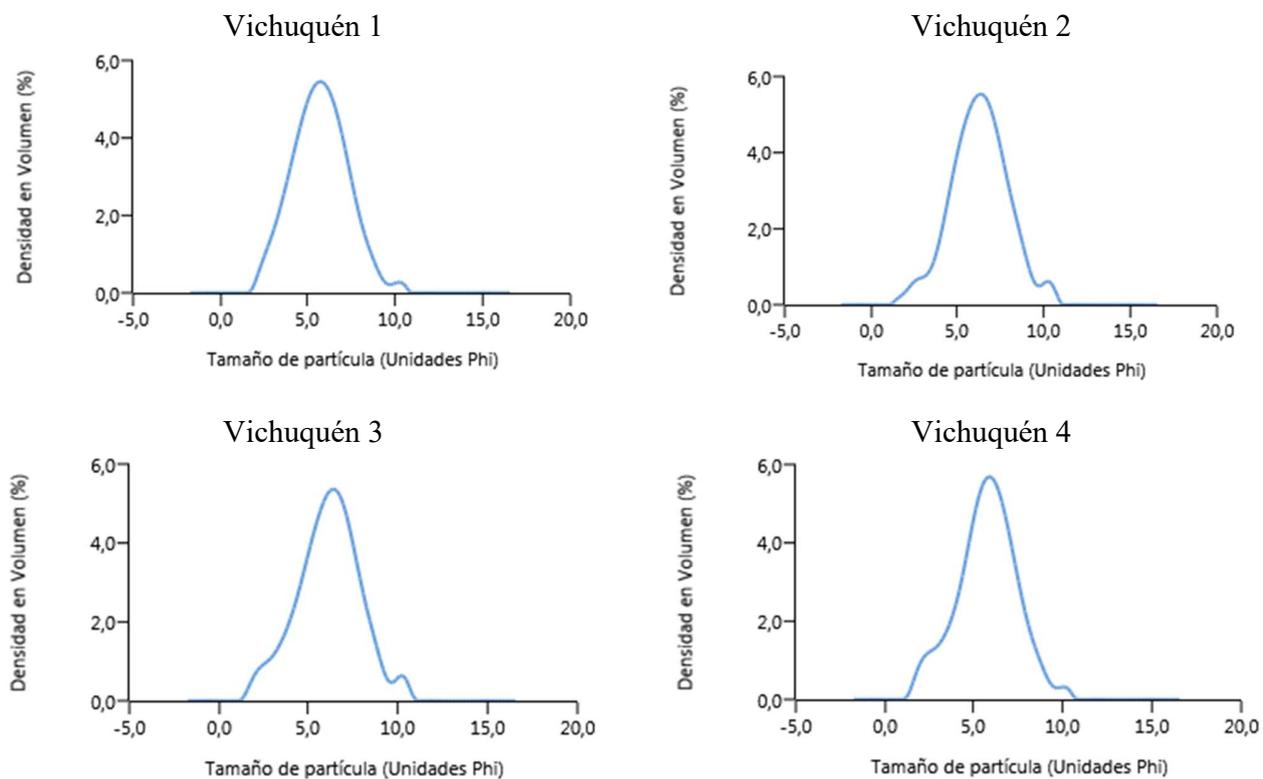
Campaña 3: Enero de 2016

Figura 35. Curvas de frecuencia de tamaños de partículas en las muestras analizadas en enero de 2016.

Campaña 4: Mayo de 2016

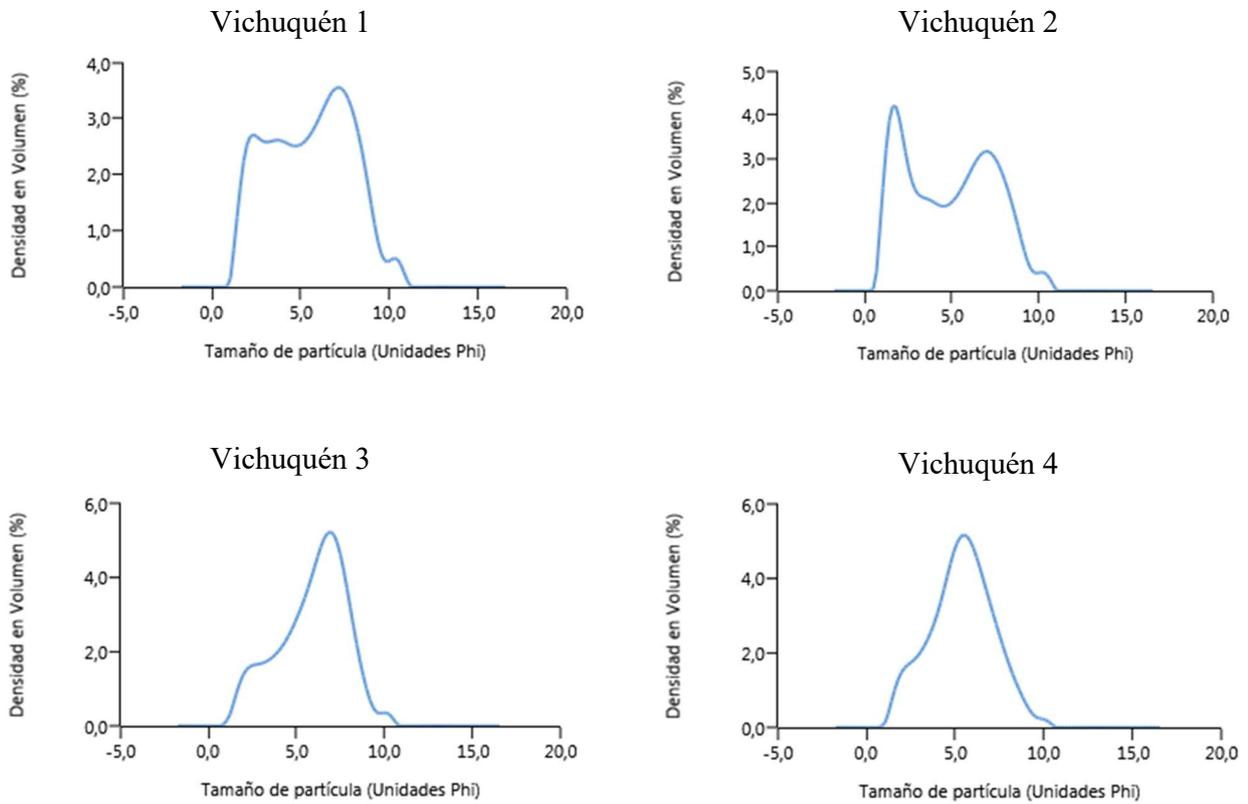


Figura 36. Curvas de frecuencia de tamaños de partículas en las muestras analizadas en mayo de 2016.

5.11 Cuantificación de cianotoxinas

El análisis de cianotoxinas evidenció la presencia de dos de los cuatro de congéneres de microcistina analizados, a saber microcistina LR e YR. Estos dos compuestos fueron detectados en las estaciones V-1, V-2 y V-4 (Tabla 16), en agosto de 2015, mientras que en noviembre de 2015 y mayo de 2016 solo se registró microcistina LR. En el muestreo de verano (enero de 2016) no se detectó la presencia microcistina en ninguna de las estaciones de muestreo.

En Chile no existen normas para la regulación de estas toxinas en aguas continentales, sin embargo, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha establecido un nivel máximo de microcistina-LR en aguas para consumo humano de 1 µg/L y 20 µg/L para aguas recreacionales (WHO, 1998). En este sentido, las concentraciones detectadas en el lago Vichuquén están dentro del valor establecido por la OMS para el agua destinada a la recreación.

Las cianotoxinas son un conjunto de toxinas de diferente naturaleza química producidas por las cianobacterias como metabolitos secundarios. La función de estas toxinas se ha asociado como un mecanismo de defensa, así como para contrarrestar la competencia con otras algas que componen el fitoplancton. Según su naturaleza química se clasifican en péptidos cíclicos (heptapéptidos y pentapéptidos), alcaloides (guanidínicocíclico, carbamatos no sulfatados, monosulfatados o disulfatados) y organofosforado natural.

Según su efecto sobre los organismos se clasifican en: Hepatotoxinas, como las microcystinas, nodularina y cylindrospermopsina. Son producidas principalmente por los géneros *Anabaena*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Anabaenopsis*, *Nodularia*, *Cylindrospermopsis* y *Microcystis*. La hepatotoxina que se registra con mayor frecuencia es la microcistina, que debe su nombre a que fue identificada primariamente en especies del género *Microcystis*; neurotoxinas, como saxitoxinas y anatoxinas, estas toxinas actúan inhibiendo la transmisión del impulso nervioso a través del bloqueo de los canales de sodio, uniéndose a los receptores de la acetilcolina, o impidiendo la degradación de la acetilcolina, las producen principalmente los géneros *Anabaena*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon* y *Lyngbya* (UNESCO, 2009); y Dermatotoxinas como lipopolisacáridos (LPS), componentes de la membrana celular formados por carbohidratos (normalmente hexosas) y lípidos (ácidos grasos). Los LPS son endotoxinas pirogénicas también llamadas dermatotoxinas capaces de producir irritaciones en la piel, efectos gastrointestinales y alergias (Giannuzzi et al., 2009). Algunas especies de cianobacterias liberan compuestos volátiles (geosmina, β metilisoborneol, etc.), que alteran significativamente las características organolépticas del agua al generar olores y sabores desagradables.

Tabla 16. Resultados del análisis de microcistina en el Lago Vichuquén, correspondientes a los muestreos realizados entre agosto de 2015 y mayo de 2016.

Parámetros	Campaña 1				Campaña 2				Campaña 3				Campaña 4			
	V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4	V 1	V 2	V 3	V 4
Microcistina LA (µg/L)	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Microcistina LR (µg/L)	2,7	2,9	<1,0	<1,0	4,3	1,6	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,6	<1,0	<1,0
Microcistina RR (µg/L)	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Microcistina YR (µg/L)	<1,0	2,4	<1,0	3,9	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0

6 MEDIDAS DE RECUPERACION

La recuperación se define como el retorno de un ecosistema a una condición previa a la degradación, producida por cualquier tipo de perturbación (Welch & Cooke, 1987). Sin embargo, en la realidad no se suele conocer el estado exacto de los ecosistemas en el pasado, por lo que el término "recuperación" tiene amplia difusión, a pesar que en la mayoría de los sistemas acuáticos sólo se realiza una rehabilitación (Moss, 1996), es decir, se quiere alcanzar un estado o condición aceptable del ecosistema, sin necesariamente recuperar las características previas a la alteración (Figura 37).

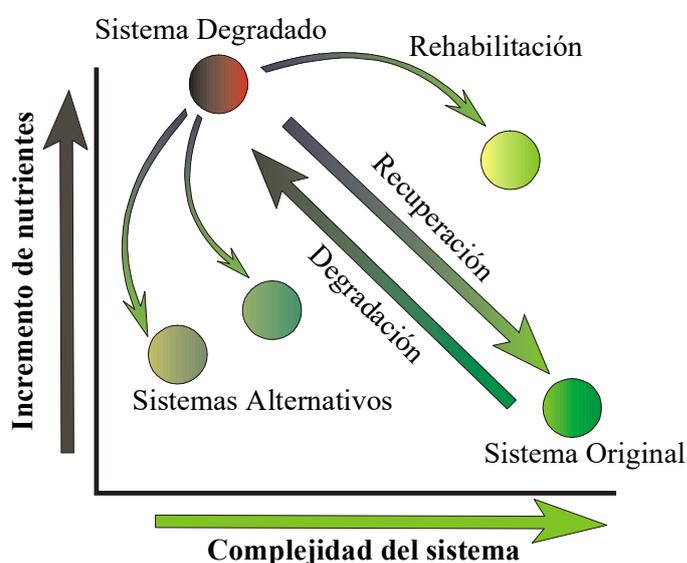


Figura 37. Diferentes alternativas posibles en la restauración de sistemas.

Dado que la carga de nutrientes es considerada el factor determinante en la transición de los lagos eutróficos, su reducción es naturalmente el primer paso para restaurar cualquier sistema (Scheffer, 1998). La eliminación de las entradas implica acciones concretas que eliminen fuentes externas de nutrientes, entre ellas se encuentran la construcción de plantas de tratamientos (primarias, secundarias, terciarias), desvío de los efluentes y construcción de humedales artificiales. En general, es más fácil controlar el aporte externo de fósforo que de nitrógeno. El primero es comparativamente insoluble, puede ser fácilmente precipitado y además, en la mayoría de los casos proviene de escasas fuentes altamente concentradas. En cambio, el nitrógeno en forma de nitrato y amonio es muy soluble, no puede precipitarse fácilmente y en general es aportado de forma difusa desde la cuenca (Moss, 1996).

Por otro lado, un lago que ha recibido un aporte importante de nutrientes durante muchos años libera una mayor cantidad de fósforo que de nitrógeno desde el sedimento, debido a las pérdidas de nitrógeno por desnitrificación y lavado. La mayor dificultad para disminuir la

concentración de nutrientes en la columna de agua es la eliminación de la reserva de éstos desde los sedimentos.

La disminución de la carga interna de nutrientes por remoción de la biomasa es practicable sólo con las plantas acuáticas. Se ha documentado ampliamente que los humedales y sus plantas asociadas tienen la capacidad de remover gran cantidad de nutrientes mediante procesos biológicos complejos (asimilación vegetal y transformaciones bacterianas) y procesos fisicoquímicos como la adsorción, precipitación y sedimentación (Reddy et al., 1989). El manejo de plantas sumergidas es dificultoso ya que pueden presentar un crecimiento excesivo y cubrir completamente el espejo de agua, y por otra parte, la extracción no debe sobrepasar cierta cobertura límite para evitar el paso de fase de agua clara a una fase de agua turbia. En los sistemas acuáticos de las zonas templadas de Europa, donde se han generado la mayoría de las alternativas de manejo descritas, no existen plantas flotantes libres de gran tamaño como *Eichhornia crassipes* o *Pistia stratiotes*. Estas especies pueden desarrollar una elevada biomasa, de modo que su extracción permite remover una cantidad importante de nutrientes (Reddy et al., 1989) y además, si el cultivo se efectúa en encerramientos se facilita su control y cosecha.

6.1 Plan de manejo Integrado de lagos

Un Plan de Manejo Integrado de restauración debe incluir básicamente, **medidas de control externo**, que impidan la llegada de los nutrientes y contaminantes al lago desde la cuenca y **medidas de control interno**, que permitan recuperar el estado ambiental de lago a un nivel aceptable para la mayor parte de sus usuarios.

Es más fácil, barato y efectivo controlar las fuentes de nutrientes y contaminantes que restaurar un cuerpo de agua una vez deteriorado. Por lo tanto, todo Plan de Manejo Integrado de un lago debería comenzar con la implementación de medidas de carácter externo. Ello implica, manejar la cuenca de drenaje, tanto en su parte inmediata, como en aquellas secciones de la cuenca que están más alejadas. Especial cuidado se debería tener con las entradas provenientes de las descargas de plantas de tratamiento de aguas servidas, dado los altos niveles de nutrientes y otros contaminantes.

Experiencias a nivel mundial en materia de restauración y manejo de lagos muestran que es muy difícil que éstos puedan ser recuperados solamente aplicando técnicas externas para impedir que nutrientes y contaminantes alcancen el lago (Klein, 1992). Es por ello, que además de aplicar medidas externas, usualmente se aplican una variedad de técnicas complementarias (por ejemplo la extracción del sedimento del fondo del lago previa caracterización de éste) para lograr una exitosa recuperación del cuerpo de agua. Cabe señalar, que algunas de esas técnicas exitosas deberán ser adaptadas a la situación específica de cada uno de los lagos.

6.2 Técnicas de Control

6.2.1 Técnicas de control externo

Es reconocido que el proceso de manejo de la cuenca de drenaje de un lago es crítico en la determinación del estado ambiental del cuerpo de agua. Las técnicas que se describirán a continuación son prácticamente aplicables a todo tipo de lago, y su implementación comienza con la identificación de las entradas de nutrientes y sustancias contaminantes, para su posterior clasificación como fuentes “puntuales” y/o “difusas”. Las fuentes puntuales son de control relativamente simple, ya sea desviando estos aportes fuera del lago, o bien, mediante tratamientos de estas entradas (por medio de un dispositivo de tratamiento). Las fuentes difusas son más complejas y requieren la aplicación de “prácticas de buen manejo ambiental”, o bien la instalación de barreras físicas para impedir su entrada al lago.

A continuación se mencionan algunas técnicas de manejo de la cuenca de drenaje para lagos:

- a) La atenuación de la entrada de nutrientes a través del rediseño de la red de drenaje, el uso de la vegetación y/o la construcción de humedales con vegetación palustre en las zonas costeras del lago.
- b) El desvío de entradas con altas concentraciones de nutrientes y/o sustancias tóxicas.
- c) El impedimento de entradas de nutrientes y/o sustancias tóxicas a través de la instalación de plantas de tratamiento o cámaras de retención de sedimentos previo a las entradas al lago.
- d) La aplicación de regulaciones específicas para el uso del territorio de la cuenca.

6.2.2 Técnicas de Manejo Interno

A diferencia de las técnicas externas que impiden que fuentes de nutrientes alcancen al lago, las técnicas de manejo interno apuntan a remediar el deterioro del cuerpo de agua. Este tipo de técnicas son específicas tanto para cada lago como para cada tipo de problema. Por lo tanto, la problemática de cada lago debe ser analizada para determinar las técnicas de recuperación adecuadas y su aplicabilidad específica, considerando las ventajas y desventajas de la técnica de manejo. Entre las técnicas internas comúnmente aplicadas y consideradas efectivas se encuentran las siguientes:

- a) Dilución y/o lavado (manipulación del tiempo de permanencia del agua)
- b) Secado periódico
- c) Limpieza de la superficie del lago
- d) Dragado de sedimentos (en húmedo o en seco)

- e) Sellado de fondos
- f) Tratamiento químico de sedimentos
- g) Tratamiento con biocidas (especialmente herbicidas o alguicidas)
- h) Cosecha mecánica periódica de la vegetación acuática
- i) Inactivación de nutrientes en la columna de agua
- j) Aireación u oxigenación de la columna de agua
- k) Control del nivel del agua
- l) Aplicación de técnicas de biomanipulación (usualmente peces y aves)
- m) Aplicación de regulaciones específicas para el uso del lago.

En la Tabla 17 se presentan las ventajas y desventajas de algunas de estas técnicas de recuperación de lagos.

Tabla 17. Ventajas y desventajas de algunas de estas técnicas de recuperación de lagos.

Control de la carga interna			
Tratamiento	Cómo opera	Desventajas	Ventajas
Remoción de sedimento	Dragado de sedimento	Localización de lugar adecuado para el depósito	Altamente efectivo
		Muy costoso para grandes extensiones	
		Impactos negativos en la columna de agua (aumento de turbidez, reducción de oxígeno, entre otros).	
Aislamiento físico del sedimento	Cubierta del fondo con materiales plásticos aislantes.	Muy costoso para grandes extensiones.	Altamente efectivo
		Solo actúa como una medida temporal.	
Oxigenación de sedimento	Introducción de oxígeno disuelto al sedimento mediante equipos de circulación de agua.	Muy costoso para grandes extensiones.	Altamente efectivo
Método Riplox	Bombeo de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ y FeCl_3 para incrementar oxígeno disuelto y hierro.	Muy costoso para grandes extensiones. Puede generar problemas de pH.	Altamente efectivo
Método Phoslock	Introducción de bentonita modificada para reducción de fósforo.	Costoso para grandes extensiones.	Altamente efectivo
			Fácil de manipular
Bio-Manipulación	Manejo de la biota para reducir la biomasa algal introduciendo peces piscívoros.	Depende de muchas variables, como el incremento de la biomasa de macrófitas sumergidas y algas perifíticas.	Relativamente efectivo
			Bajos costos
Bio-	Introducción de organismos (plantas, bacterias u hongos) para remoción de nutrientes.	No actúa a nivel de sedimentos.	Bajos costos

Control de la carga interna			
Tratamiento	Cómo opera	Desventajas	Ventajas
remediación			Fácil reproducción Amigable con el medioambiente
Manejo de las entradas de agua	Manipulación del cierre y apertura de entradas y salidas de agua del sistema.	Poco efectivo en lagos extensos con altas concentraciones de nutrientes.	Bajos costos
		La renovación debe ser equivalente al 10 o 15% del volumen del lago por día para ser efectivo.	Fácil de manipular

6.3 PROPUESTA DE MEDIDAS DE RECUPERACIÓN

De acuerdo a lo planteado anteriormente se propone la implementación tanto de medidas de control externo como interno para la restauración del lago Vichuquén.

6.3.1 Medidas de control externo

- Desvío descargas de aguas servidas

Desvío de las descargas de la planta de aguas servidas de la localidad de Llico mediante la construcción de un emisario submarino con descarga al mar. En la actualidad la planta de tratamiento descarga sus efluentes directamente al estero Llico, que al tener cerrada su conexión con el mar, está provocando el aumento de la concentración de nutrientes en el estero, con el consiguiente desarrollo de floraciones de cianobacterias (Figura 38).



Figura 38. Floraciones cianobacterias en el Estero Llico.

- Sistema de control del nivel del lago.

Implementación de un sistema de control del desagüe del lago al estero Llico, que permita la salida del lago al mar, pero que al mismo tiempo evite el ingreso de agua salada al lago. En la actualidad el estero Llico se encuentra cerrado artificialmente por una barrera de arena (Figura 39) que se abre en periodo de invierno para evitar la inundación de las poblaciones aledañas al estero. La implementación de este sistema no debe afectar la conexión entre laguna Torca y el mar. En este sentido, se debe seguir las instrucciones señaladas en el

“Protocolo de apertura y cierre desembocadura estero Llico”, elaborado por la Dirección de Obras Portuarias.



Figura 39. Barrera Estero Llico

- Mantención de las zonas de humedales en las desembocaduras de los esteros que llegan al lago Vichuquén.
- Mantención y recuperación de la vegetación nativa en las quebradas y cursos de agua que desembocan al lago Vichuquén.
- Recuperación de las macrófitas sumergidas en el lago Vichuquén, principalmente de la *Egeria densa* (“Luchecillo”), debido a que su presencia puede contribuir a la disminución de nutrientes de la columna de agua y tener efectos posteriores en la red trófica, por ejemplo en organismos que se alimenten de la macrófita como Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*).

6.3.2 Medidas de control interno

Como medidas de control interno se propone la implementación de dos métodos de remediación, la biorremediación y la aplicación Phoslock. Considerando que el uso de una tecnología de remediación en particular depende, además de los factores específicos del sitio y de las propiedades fisicoquímicas del contaminante, de su factibilidad y de su costo (Sellers, 1999).

- **Tratamiento de fitorremediación**

La biorremediación como estrategia de recuperación ambiental es una tecnología emergente debido a que los métodos convencionales existentes implican elevados costos y son poco amigables con el medio ambiente (Eweis et al., 1999).

El término biorremediación se utiliza para describir una variedad de sistemas que utilizan organismos vivos (plantas, hongos, bacterias, etc.) para degradar, transformar o remover compuestos orgánicos tóxicos a productos metabólicos inocuos o menos tóxicos. Esta estrategia biológica depende de las actividades catabólicas de los organismos, y por consiguiente de su capacidad para utilizar los contaminantes como fuente de alimento y energía (Van Deuren et al., 1997). Las rutas de biodegradación de los contaminantes orgánicos, varían en función de la estructura química del compuesto y de las especies microbianas degradadoras. El proceso de biorremediación incluye reacciones de oxidoreducción, procesos de sorción e intercambio iónico, e incluso reacciones de acomplejamiento y quelación que resultan en la inmovilización de los contaminantes (Eweis et al. 1999). La biorremediación puede emplear organismos propios del sitio contaminado (autóctonos) o de otros sitios (exógenos), puede realizarse *in situ* o *ex situ*, en condiciones aerobias (en presencia de oxígeno) o anaerobias (sin oxígeno) (Eweis et al. 1999). Aunque no todos los compuestos orgánicos son susceptibles a la biodegradación, los procesos de biorremediación se han usado con éxito para tratar suelos, lodos y sedimentos contaminados con hidrocarburos del petróleo (HTP), solventes (benceno y tolueno), explosivos (TNT), clorofenoles (PCP), pesticidas (2,4-D), conservadores de madera (creosota) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Van Deuren et al., 1997; Semple et al., 2001).

En el caso particular del aumento excesivo de nutrientes en la columna de agua es posible aplicar tecnologías de fitorremediación (fitoextracción), mediante la incorporación de plantas que remueven a través de sus raíces metales, nutrientes, u otros contaminantes que se encuentran en exceso (Singh & Tripathi, 2007).

La tecnología del pasto vetiver

Vetiveria zizanioides, conocida mundialmente como pasto vetiver, es una planta perenne de la familia de las gramíneas, que puede crecer hasta 1,5 metros. Sus semillas no son fértiles, por lo que es una planta ecológicamente segura. En la actualidad está siendo ampliamente utilizada para el control de erosión, fitorremediación de aguas y suelos contaminados por metales pesados, hidrocarburos, agroquímicos y otros.

El pasto vetiver puede soportar la inmersión prolongada en el agua y además se comporta como una planta de humedal. Puede absorber eficientemente nitrógeno disuelto, fósforo, mercurio, cadmio, plomo y otros metales pesados. La eficiencia de absorción de estos compuestos aumenta con su edad. Además es resistente a parásitos, sequía y congelamiento. Soporta temperaturas extremas de -15°C a 48°C. Puede tolerar alta acidez y condiciones alcalinas (pH entre 3 y 10,5) (Singh & Tripathi, 2007).

Desde el punto de vista de la innovación y de una aplicación del tratamiento de manera más controlada se podría hacer crecer vetiver hidropónico en plataformas flotantes, las cuales pueden ser trasladadas de un lugar a otro, abordando de mejor forma los lugares más afectados del lago. Otra de las ventajas de la tecnología de plataformas flotantes es que las partes superiores del pasto se pueden cosechar fácilmente para evitar un excesivo crecimiento.

En base a todas las técnicas de remediación estudiadas y presentadas en la Tabla 17, se propone el diseño de una plataforma flotante de pasto vetiver (*V. zizanioides*) para ser localizada estratégicamente en tres sitios distintos del lago. Los lugares elegidos responden a aquellos sitios donde se registraron las concentraciones más altas de nutrientes y a zonas protegidas de la acción del viento.

Se propone la instalación de seis plataformas con pasto vetiver de 4x2 m en cada uno de los tres sitios elegidos, construidas en base a una estructura de madera y tela de arpillera en el fondo sobre la cual se ubicarán las plantas (Figura 40). Cada plataforma se anclará al fondo del lago mediante dos estructuras de hormigón armado de 1m² (pollos), con 2 líneas de fondeo a base de cuerdas de polipropileno de 8 mm de grosor, con un tensor Mustang galvanizado de 5/32” en cada una como se muestra en la Figura 41.



Figura 40. Modelo de plataforma flotante utilizada en estudios realizados en el Lago Tota, Colombia.

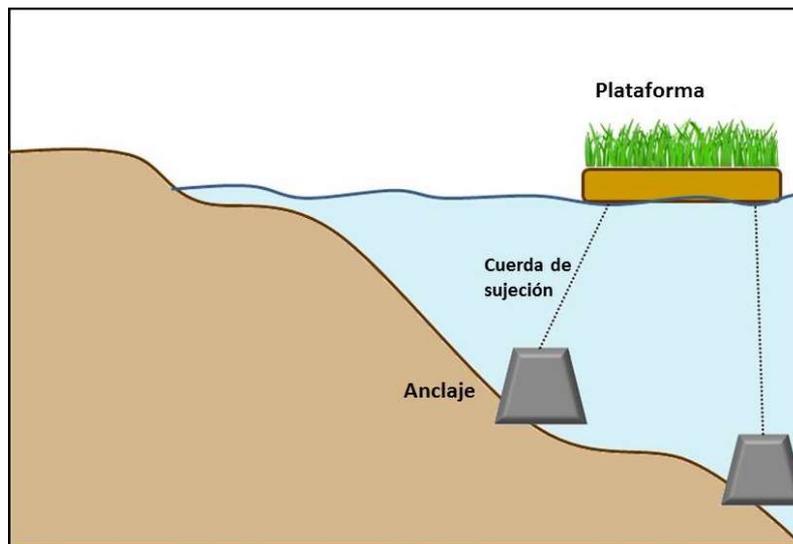


Figura 41. Plataforma flotante de pasto vetiver con todos sus elementos de contención.

Los lugares seleccionados para la ubicación de las plataformas se observan en la Figura 42, y corresponden a lugares cercanos a las estaciones V-1, V-2 y V-3, las cuales registraron los más altos valores de nutrientes.

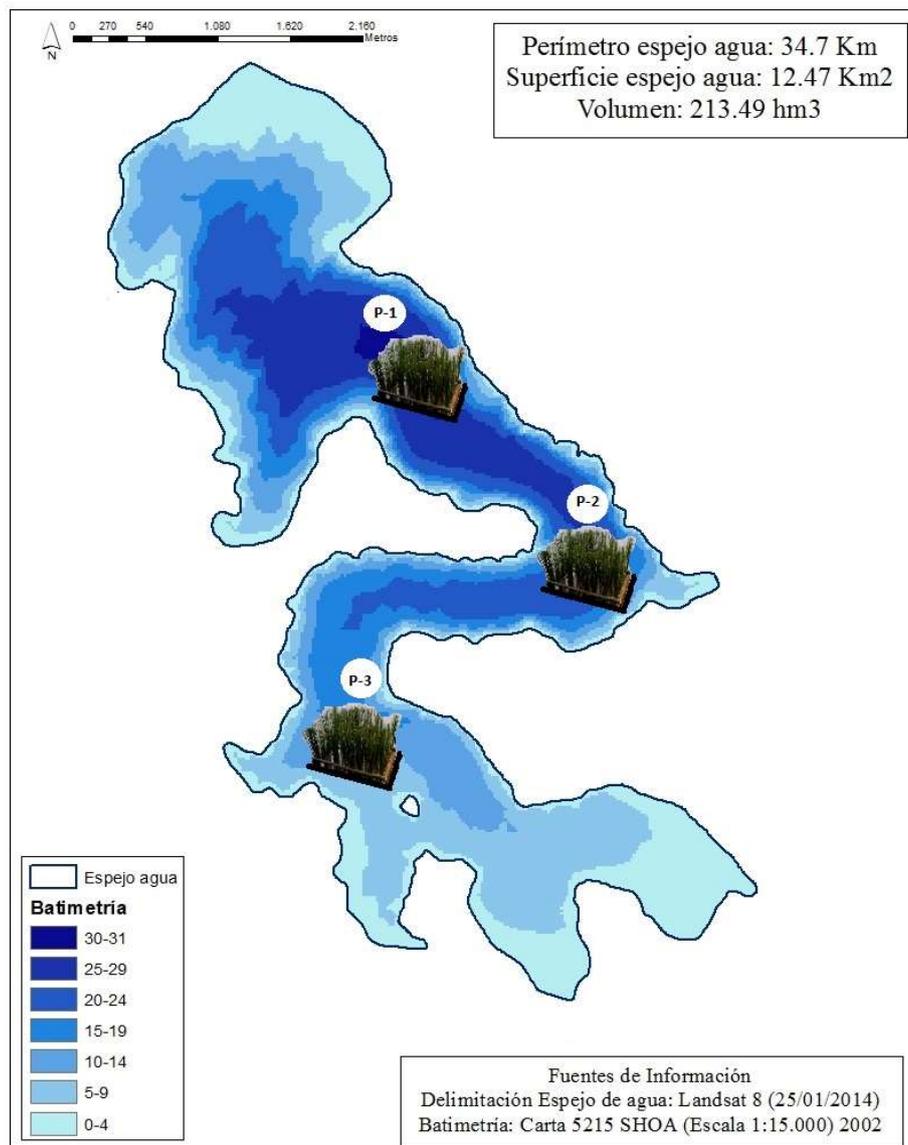


Figura 42. Ubicación de los tres sitios de localización de plataformas flotantes de pasto vetiver en el Lago Vichuquén.

Costos

El costo de pasto vetiver es de alrededor de US \$10 por kg y se requieren 3 Kg de vetiver/m² para obtener un rendimiento óptimo (<http://www.vetiver.cl>), el costo por metro cuadrado es de US\$30. Considerando que cada estructura tiene una superficie de 8m², el costo de material vegetal es de US\$240 por plataforma. Se contempla la instalación de 6 plataformas en cada uno de los sitios (P-1, P-2 y P-3) por lo que la inversión total en material vegetal sería de US\$ 4.320.

Por otra parte, los costos asociados a la infraestructura se estiman en US\$ 1.396 y se entregan en la Tabla 18. Adicionalmente la mano de obra para la fabricación e instalación de las plataformas tendría un costo de US\$ 1.000 por lo que el valor total incluyendo material vegetal, estructural y la mano de obra bordea los **US\$6.716**.

Tabla 18. Costos de material estructural para todo el sistema flotante.

Materiales	Costo unitario US\$	Cantidad	Costo total US\$
Bambú (4 m)	4	72	288
Bambú (2 m)	2	36	72
Tensores Mustang galvanizados (5/32")	2,78	36	100
Pollo de hormigón armado (1 m ²)	6	36	216
Tela arpillera (m ²)	1	144	144
Cuerda polipropileno (8 mm/30 m)	16	36	576
			1396

Beneficios

La idea de hacer crecer vetiver hidropónico en plataformas flotantes es que por un lado pueden ser trasladadas de un lugar a otro, a las partes más afectadas del lago y que el monitoreo del sistema es fácilmente reproducible, además de que los costos asociados son relativamente bajos en comparación a métodos convencionales que adicionalmente resultan en extremo invasivos para el ecosistema. También es prácticamente libre de mantenimiento, los pastos vuelven a crecer muy rápidamente y su eficiencia mejora con la edad de la planta.

Trabajos realizados en China confirman que vetiver puede eliminar eficazmente los nutrientes disueltos, especialmente el nitrógeno y fósforo de las aguas residuales y además reducir el incremento de las algas verde azules, las que aceleran el proceso de eutrofización (Singh & Tripathi, 2007). En estos trabajos se evidenció que la planta elimina hasta un 99 % del fósforo y un 74 % de nitrógeno después de tres a cinco semanas de tratamiento, y reduce la abundancia de cianobacterias luego de dos días iniciado el experimento (Zheng et al., 1997). Vetiver tiene el potencial de eliminar hasta 102 toneladas de nitrógeno y 54 toneladas de fósforo/hectáreas/año de vetiver (Singh & Tripathi, 2007).

Las tecnologías biológicas basadas en el uso de plantas son más aceptables para las personas, ya que crea una vista verde y estética. En la actualidad son varias plantas que están siendo identificadas y probadas para ser utilizadas en la tarea de fitorremediación, las más importantes son la hierba bermuda (*Cynodon dactylon*), pasto de bahía (*Paspalum notatum*), pasto Rhodes (*Guyana chloris*), la alta hierba de trigo (*Thynopyron elegantum*), hierba de caña común (*Phragmites australis*), la hierba munj (*Sachharum munja*) y *cyindrica*

imperiata. Otras plantas son el sofá marino (*Sporobolus virginicus*), cumbungi (*Thypa domingensis*) y *Sarcocrina spp.* (Truong, 1999).

Tratamiento Phoslock

Adicional al tratamiento de fitorremediación se propone un tratamiento convencional mediante Phoslock. Este compuesto se aplica en la superficie del cuerpo de agua en forma suspendida y a medida que desciende, la arcilla adsorbe hasta un 95% del fosfato que se encuentra en la columna de agua.

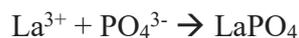
Phoslock es el nombre comercial para una arcilla de bentonita en que los iones sodio y/o calcio son intercambiados por lantano (Figura 43). La adición de este elemento le confiere a la bentonita una propiedad para unirse a los fosfatos para formar $\text{LaPO}_4(\text{H}_2\text{O})$ (Rabdofano) y de esta forma eliminarlos de la columna de agua. La dosis recomendada por el fabricante sugiere que la concentración no debe ser mayor a los 150 mg/L. Se utiliza en trabajos de restauración de lagos como una herramienta para gestionar la eutrofización y disminuir la proliferación de algas (cianobacterias o algas verdeazules) mediante la reducción de fósforo (Douglas et al., 1999).



Figura 43. Arcilla de bentonita modificada con lantano (Phoslock)

Mecanismo de acción de Phoslock

El lantano presente en la matriz de la bentonita reacciona con compuestos de fosfato libres en agua, eliminando el fósforo reactivo libre. Forma rápidamente un mineral insoluble, altamente estable. La remoción de fosfato mediante la acción de lantano es sumamente eficiente y tiene una proporción molar de 1:1.



El complejo mineral resultante se integra como un componente inerte en los sedimentos naturales del cuerpo de agua y no es biodisponible. Debido a la especificidad de Phoslock al fosfato, siempre con sitios de unión disponibles, continuamente se unirá nuevo fósforo procedente de fuentes internas y externas al sedimento.

A medida que la suspensión se asienta, los aniones de fosfato en la columna de agua se unen a los cationes de lantano en la bentonita (Figura 44). Una vez asentado en la interfaz sedimento-agua, Phoslock forma una película, usualmente de menos de 1 mm de grosor. Mientras que haya suficientes iones disponibles de lantano en la arcilla, esta película continúa removiendo fósforo que es liberado por el sedimento hacia la columna de agua bajo condiciones anóxicas.

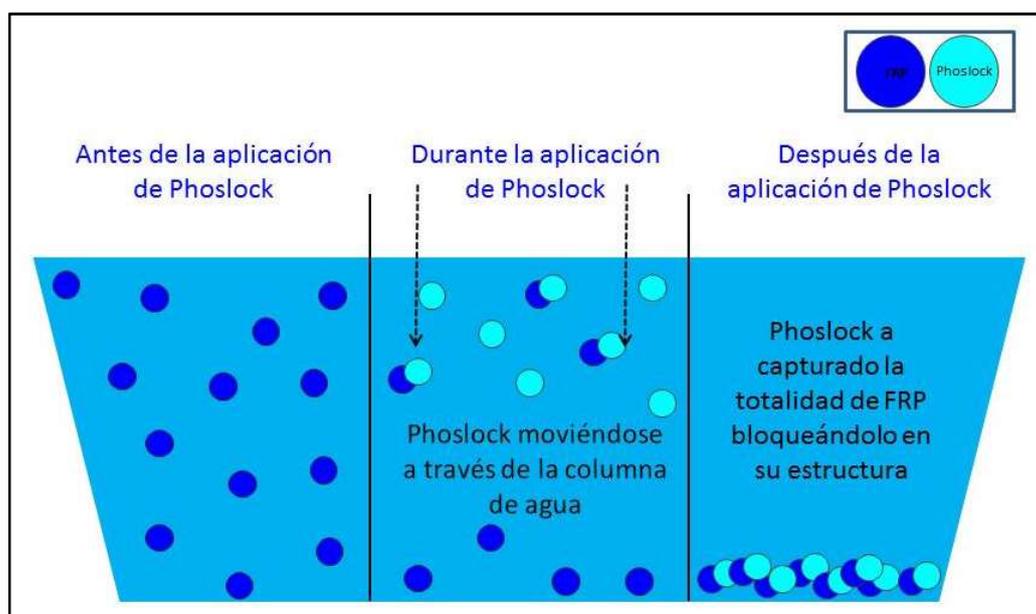


Figura 44. Proceso de remoción de fósforo en un cuerpo de agua mediante la tecnología Phoslock. Antes, durante y posterior a la aplicación (Phoslock Europe GmbH).

El fosfato de lantano es un análogo a un mineral natural, altamente insoluble, conocido como Rabdofano. El lantano también está presente en los sedimentos de numerosos lagos, en concentraciones de aproximadamente 40 mg/kg de peso seco.

Costos

La dosis recomendada por el fabricante es de 100 kg de Phoslock por 1 kg de fósforo (100:1), y el valor comercial por tonelada es de US\$ 2.200 dólares. Considerando el volumen total del lago (213,5 hm³), por lo que se requieren aproximadamente 6.000 toneladas de Phoslock para tratar la totalidad del lago, con un costo total de US\$ 13.398.000. Sin embargo, considerando el alto costo de esta alternativa, se estimaron los costos para el tratamiento para las profundidades mayores a 25 m, reduciéndose el costo a US\$ 5.537.840. En la Tabla 19 se entrega un detalle con los costos para ambas alternativas. Es importante señalar que estos costos no incluyen la mano de obra para su aplicación.

Tabla 19. Costos asociados a la aplicación de Phoslock al lago Vichuquén.

ALTERNATIVA 1: Todo el lago		
Volumen total del lago	210 x10 ⁶	m ³
Carga promedio	60.900	kg
Dosis de Phoslock	6.090	ton
Costo	13.398.000	US\$
ALTERNATIVA 2: Profundidad sobre 25 metros		
Volumen del lago a tratar	86,8 x10 ⁶	m ³
Carga promedio	25.172	kg
Dosis de Phoslock	2.517	ton
Costo	5.537.840	US\$

Concentración promedio de fósforo en el lago 0,29 g/m³

Dosis recomendada Phoslock:P 100:1 kg

Valor por tonelada de Phoslock 2.200 US\$

Beneficios

Se sabe que tanto el nitrógeno como el fósforo son nutrientes importantes para el crecimiento de las algas; sin embargo, el crecimiento de las cianobacterias no se limita por la concentración de nitrógeno ya que varias de estas especies son capaces de fijar y almacenar el nitrógeno atmosférico. Se relaciona la proliferación de las cianobacterias en cuerpos de agua con la ventaja competitiva que tienen sobre otros grupos de fitoplancton (tales como diatomeas y algas verdes) cuando el fósforo en el agua se encuentra en exceso. Por consiguiente, la disminución de los niveles de fosfato en cuerpos de agua y en sedimentos mediante aplicación de esta tecnología implica la reducción significativa de cianobacterias y la restauración de condiciones ecológicas saludables del sistema.

El rendimiento de Phoslock es muy eficiente, considerando que una tonelada de Phoslock es capaz de remover 34 kg de fosfato (PO_4) u 11 kg de fósforo (P). La cinética de inmovilización de fosfato con Phoslock varía de acuerdo las propiedades químicas del agua; sin embargo, en la mayoría de los casos, más del 90% del fosfato es capturado dentro de tres horas siguientes a la aplicación.

La principal ventaja de esta tecnología es que opera en un amplio intervalo de pH (4-11) y que tiene la capacidad de fijar fosfato incluso en condiciones anóxicas. Estudios realizados demuestran que Phoslock tiene una muy baja toxicidad y que es seguro de utilizar en las dosis recomendadas bajo todas condiciones ambientales. Asimismo, y a diferencia de otros métodos de captura de fosfatos (así como sales de hierro y aluminio), la aplicación de Phoslock no causa cambios en pH y conductividad eléctrica del agua.

Después de la aplicación de Phoslock a cuerpos de agua, todo el fosfato inmovilizado por el lantano permanece ligado a la arcilla. Además, el lantano en la matriz de la arcilla, que aún no ha reaccionado con fosfato, continúa siendo activo para atrapar fosfato (procedente de fuentes tanto internas como externas). Esto significa que una aplicación de Phoslock puede ser diseñada para obtener una reducción sostenida en niveles de fosfato.

7 CONCLUSIONES

El lago Vichuquén es un sistema lacustre de aguas salinas poco profundo (profundidad media de 17,1 m), con elevada concentración de nutrientes (fosforo principalmente) en la columna de agua y los sedimentos, lo que determina una condición eutrófica. La principal fuente de nutrientes son los sedimentos y secundariamente desde los tributarios durante el periodo de invierno.

La cuenca del lago Vichuquén presenta un alto grado de intervención, con un 65% de su superficie ocupada por plantaciones forestales y un 6,7% de uso agrícola. El uso de suelo urbano se concentra principalmente en la zona litoral del lago, con 0,5% de superficie.

La concentración de fósforo en el lago aumentó más de cinco veces en relación a lo registrado el año 2008 por el Centro EULA-Chile, mientras que la conductividad incremento en un orden de magnitud respecto del mismo informe. El incremento de estos parámetros probablemente obedece al ingreso de agua de mar, debido a los cambios geomorfológicos experimentados por el lago como consecuencia del terremoto y posterior tsunami del año 2010.

Del análisis de la evidencia histórica, recopilada de diferentes fuentes documentales, es posible señalar que, en las postrimerías del siglo XIX, el lago de Vichuquén y su entorno inmediato mantenían características ambientales saludables. La condición anóxica de los sedimentos es descrita en las primeras expediciones realizadas al lago (Vidal Gormaz - 1872), quien los describe como fangos negros, hediondos y sueltos.

El ingreso de agua salada al lago Vichuquén habría provocado drásticos cambios en los niveles de fósforo y salinidad de la columna de agua, ya que el ingreso de agua de mar habría incrementado la anoxia del fondo lago e intensificado la permanencia de la haloclina existente (estratificación por diferencia de densidad).

En términos generales, el comportamiento del fósforo total estuvo asociado al grado de oxigenación de la columna de agua y de reducción de los sedimentos. La liberación de fósforo desde los sedimentos está relacionada con el ciclo del hierro: (i) en condiciones oxidantes el hierro (III) se combina con fósforo formando fosfato férrico (compuesto particulado e insoluble); (ii) en condiciones reductoras (anoxia), el Fe (III) pasa a Fe (II) con la consecuente liberación de fosfatos hacia la columna de agua.

En el lago Vichuquén, se forman gradientes ambientales longitudinales y verticales en relación a la concentración de nutrientes en el lago. Por una parte, hay una disminución desde la estación V-1, más cercana al desagüe del lago, a la estación V-4, próxima al ingreso del estero Vichuquén y por otra, un aumento desde la superficie al fondo.

Las condiciones de la columna de agua en el lago Vichuquén varían dependiendo las estaciones del año; durante primavera y verano se estratifica térmicamente en las zonas más profundas (V-1, V-2 y V-3), mientras que en invierno, la columna de agua se presenta más homogénea y mezclada. De igual forma, en las zonas más profundas se registró una estratificación salina de la columna de agua permanente, lo que indica una influencia marina importante en el lago. La estación V-4 de menor profundidad (~6 m) se presenta completamente mezclada durante la mayor parte del año.

Los sedimentos se caracterizan por presentar una condición anóxica permanente y el predominio de partículas finas (limos), siendo la mayor fuente de aporte de fósforo al lago.

La comunidad de fitoplancton presente en el lago Vichuquén es típica de ambientes eutróficos, que soportan una elevada abundancia de microalgas. La comunidad está dominada por taxa de las clases Cyanobacteria, Chlorophyceae y Dinophyceae. Durante el invierno las cianobacterias dominaron sobre los otros grupos generando floraciones. En verano y otoño se identificaron floraciones de cianobacterias en el Estero Llico.

La presencia de floraciones de cianobacterias registradas en el lago Vichuquén es un indicador del proceso de eutrofización progresiva y del deterioro de la calidad del agua, lo que puede conllevar a consecuencias negativas para el uso de cuerpo de agua y potenciales efectos en la salud humana y animal.

El análisis de cianotoxinas evidenció la presencia de dos de los cuatro de congéneres de microcistina analizados (microcistina LR e YR) en concentraciones que no superan la norma OMS para el uso recreacional de cuerpos acuáticos (20 µg/L).

El índice de estado trófico (TSI) clasificó el lago como eutrófico para el fósforo total y mesotrófico para la transparencia y clorofila a.

La determinación de la escorrentía superficial para el área de drenaje del lago Vichuquén, indica que más del 80% del agua caída en forma de lluvia escurre por las laderas hacia el lago. Este resultado ratifica la alta interacción entre la cuenca de drenaje y el lago y por lo tanto, una baja capacidad de infiltración.

El estero Vichuquén es el único sistema fluvial con un flujo permanente durante todo el año, el resto de los tributarios presentan un régimen temporal, con caudal sólo en invierno.

La salida del lago al mar a través del estero Llico, se encuentra cerrada en forma artificial por un terraplén de arena. Esta falta de comunicación podría generar problemas en el

funcionamiento natural del lago, debido a la disminución del tiempo de renovación del agua y al aumento de las tasas de retención de nutrientes y otros contaminantes.

Finalmente se proponen tanto medidas de control externo como interno para el tratamiento de la eutroficación del lago Vichuquén. Como medidas externas se propone el desvío de la descarga de aguas servidas de la planta de tratamiento de la localidad de Llico, mediante la construcción de un emisario submarino con descarga directa al mar. Además, se deben eliminar las descargas directas al lago y sus tributarios desde las Plantas de Tratamiento y casas aledañas, sin tratamiento previo. Al mismo tiempo se propone la implementación de un sistema de control del desagüe del lago a través del estero Llico, que permita la salida del lago al mar, pero que al mismo tiempo evite el ingreso de agua salada al lago. Para ello, se debe seguir las instrucciones entregadas en el “Protocolo de apertura y cierre desembocadura estero Llico”, elaborado por la Dirección de Obras Portuarias.

Por otra parte, es necesario evitar la tala de las plantaciones forestales en la cuenca directa, el relleno de la zona litoral para la expansión urbana, especialmente en los humedales y sectores bajo la cota de inundación, de manera de reducir los aportes de sedimentos y nutrientes que ingresan al lago. Como medida complementaria de control externo, se propone la reforestación con bosque nativo de las riberas y quebradas de la cuenca y la conservación de las zonas de humedales. Este tipo de cobertura vegetal permitiría contener de mejor manera el escurrimiento de nutrientes al lago.

Como medidas de control interno se propone la fitorremediación con el pasto Vetiver y el uso del método del Phoslock para disminuir la concentración de fósforo en la columna de agua.

8 BIBLIOGRAFÍA

- Adolf, J.E., Yeager, C.L., Miller, W.D., Mallonee, M.E. & Harding, L.W. 2006. Environmental forcing of phytoplankton floral composition, biomass, and primary productivity in Chesapeake Bay, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 67:108-122.
- Alveal, K. 1995. Manual de Métodos Ficológicos. Editorial Anibal Pinto S.A. Concepción. Chile. 863 pp.
- Anrique, N. 1894. Bibliografía Marítima Chilena 1840-1894. Santiago de Chile: Imprenta Cervantes.
- Andersen, R.A. 2007. Molecular systematics of the Chrysophyceae and Synurophyceae. En: J. Brodie & J. Lewis (Eds.) *Unravelling the algae: the past, present, and future of algal systematics*. The Systematic Association, Special Volume Ser. 75 pp.
- Bellinger, D. & C. Sigeo. 2010. *Freshwater algae: identification and use as bioindicators*. Wiley-Blackwell, Chichester, West Sussex, UK. Boney 1974.
- Bock, C., Pröschold, T. & Krienitz, L. 2011. Updating the genus *Dictyosphaerium* and description of *Mucidosphaerium* gen. nov. (Trebouxiophyceae) based on morphological and molecular data. *Journal of Phycology*. 47:638-652.
- Bolós, M. de. 1992. La evolución o arqueología del paisaje. In M. de Bolós (Ed.). *Manual de ciencia del paisaje teoría, métodos y aplicaciones* (pp. 191-203). Barcelona: Masson S.A.
- Bliss, H. 1866. Lago de Vichuquén o de Llico, en la recién creada provincia de Curicó. *Anales de la Universidad de Chile* XXVIII. 42-50.
- Blott, J. 2010. *Gradistat version 8.0: A Grain Size Distribution and Statistics Package for the Analysis of Unconsolidated Sediments by Sieving or Laser Granulometer*. Kenneth Pye Associates Ltd. Berkshire, UK.
- Buchheim, M.A., Buchheim, J., Carlson, T., Braband, A., Hepperle, D., Krienitz, L., Wolf, M. & Hegewald, E. 2005. Phylogeny of the Hydrodictyaceae (Chlorophyceae): inferences from rDNA data. *Journal of Phycology*. 41:1039-1054.
- Cerino, F. & Zingone, A. 2007. Decrypting cryptomonads: a challenge for molecular taxonomy. En: J. Brodie & J. Lewis (Eds.) *Unraveling the algae: the past, present, and future of algal systematics*. The Systematic Association, Special Volume Ser 75, 197-214.

Choi, B., Son, M. Kim, J.I. & Shin, W. 2013. Taxonomy and phylogeny of genus *Cryptomonas* (Cryptophyceae, Cryptophyta) from Korea. *Algae*. 28(4):307-330.

Chorus, I. & Bartram, J. 1999. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. Spon, F.N. (Ed.). Organización Mundial de la Salud, Ginebra (Suiza). 134 pp.

Conley, D.J. 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*. 410:87-96.

Carlson, R.E. 1977. A Trophic State Index for Lakes. *Limnol Oceanography*. 22:361-369.

DGA. 2014. Análisis de fitoplancton en muestras de aguas. Informe final. 42 pp.

Douglas, G., Adeney, J. & Robb, M., 1999. A novel technique for reducing bioavailable phosphorus in water and sediments. International Association on Water Quality Conference Paper. 517-523 pp.

Donoso, T. 1974. Observaciones preliminares sobre la vegetación de las dunas en Llico (34° 46'S; 72°05'W) Provincia de Curicó. *Noticiero Mensual del Museo Nacional de Historia Natural*. 18(213):11-14.

EULA. 2008. Evaluación Limnológica General del Lago Vichuquén. Universidad de Concepcion Centro de Ciencias Ambientales EULA/Laboratorio de Biodiversidad y Conservación de Recursos Acuáticos. 40 pp.

Elosegi, A. & Sabater, S. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. En: Elosegui, A. & S. Sabater (Eds.). *Conceptos y técnicas en ecología*. Fundación BBVA. Bilbao. 26 pp.

Eweis, J.B., Ergas, S.J. Chang, D.P.V. & Schroeder, E.D. 1999. Principios de biorecuperación. McGrawhill. Madrid.

Folk, R.L. 1980. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill, Austin, Texas. 182 pp.

Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2016. AlgaeBase. World-wide electronic publication. National University of Ireland. Galway. <http://www.algaebase.org>

Giannuzzi, L., Colombi, A. Pruyas, T. Aun, A. Rujana, M. Falcione, M. & Zubieta, J. 2009. Cianobacterias y cianotoxinas: identificación, toxicología monitoreo y evaluación de riesgo. *Corrientes, Moglia Impresiones*. 238 pp.

- Hart, B.T., Bailey, P., Edwards, R., Hortle, K., James, K., McMahon, A., Meredith, C. & Swadling, K. 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia*. 210:105-144.
- Hegewald, E., Wolf, M., Keller, A., Friedl, T. & Krienitz, L. 2010. ITS2 sequence-structure phylogeny in the Scenedesmaceae with special reference to *Coelastrum* (Chlorophyta, Chlorophyceae), including the new genera *Comasiella* and *Pectinodesmus*. *Phycologia* 49:325-335.
- Hötzel, G. & Croome, R. 1999. A Phytoplankton Methods Manual for Australian Freshwaters'. LWRDC Occasional Paper 22/99. Land and Water Resources Research and Development Corporation. Australian. 66 pp.
- Humpage, A. 2008. Toxin types, toxicokinetics, and toxicodynamics. En: Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. *Advances in Experimental Medicine & Biology*. Hudnell, H.K. (Ed). Springer. 500 pp.
- Hutchinson, G.E. 1957. A treatise on Limnology. 1. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Son Inc., New York.
- IARC. 2007. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans World Health Organization. 691 pp.
- ISO 20179. 2005. Water quality Determination of microcystins Method using solid phase extraction SPE and high performance liquid chromatography HPLC with ultraviolet UV detection. 44 pp.
- Jeje, Y. 2006. Export Coefficients for Total Phosphorus, Total Nitrogen and Total Suspended Solids in the Southern Alberta Region. Alberta Environment. Edmonton. Alberta. Canada.
- Kessler, E., Schafer, M., Hummer, C., Kloboucek, A. & Huss, V.A.R. 1997. Physiological, biochemical, and molecular characters for the taxonomy of the subgenera of *Scenedesmus* (Chlorococcales, Chlorophyta). *Botanica Acta*. 110:244-250.
- Komárek, J. 2008. Cyanoprokaryota: Teil 1 / Part 1: Chroococcales. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Eds Spektrum Akademischer Verlag. 548 pp.
- Komárek, J. 2013. Cyanoprokaryota 3: Heterocytous Genera. In: Budel, B., Gartner, G. Krienitz, L. Schagerl, M.: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Vol. 19/3. Spektrum Akademischer Verlag. 113- pp.

- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 1986. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 2–Chroococcales. – Arch. Hydrobiol. 73/Algological Studies. 43:157-226.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 2005. Cyanoprokaryota -2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales. En: Büdel, B., Krienitz, L., Gärtner, G., Schagerl, M. (Eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2. Elsevier/Spektrum. Heidelberg. 759 pp.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 2000. Süßwasserflora von Mitteleuropa Bacillariophyceae Teil: Centrales. Fragilariaceae. Eunotiaceae. Fischer Verlag. Stuttgart. Germany. 598 pp.
- Krienitz, L., Bock, C., Dadheech, P. K. & Proschold, T. 2011. Taxonomic reassessment of the genus *Mychonastes* (Chlorophyceae, Chlorophyta) including the description of eight new species. *Phycologia*. 50:89-106.
- Krienitz, L. & Bock, C. 2012. Present state of the systematics of planktonic coccoid green algae of inland waters. *Hydrobiologia*. 698: 295-326.
- Klein, G. 1992. Rationale and implementation of a strategy to restore urban lakes in Berlin: Results after ten years of phosphorus removal. *Water Pollution Research Journal of Canada*. 27:239-255.
- Lange-Bertalot H. & Ulrich, S. 2014. Contributions to the taxonomy of needle-shaped *Fragilaria* and *Ulnaria* species. *Lauterbornia*. 78:1-73.
- Leliaert, F., Smith, D.R., Moreau, H., Herron, M.D., Verbruggen, H., Delwiche, C.F. & De Clerck, O. 2012. Phylogeny and molecular evolution of the green algae. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 31:1-46.
- Marin, B., Palm, A. Klingberg, M. & Melkonian, M. 2003. Phylogeny and taxonomic revision of plastid-containing Euglenophytes based on SSU rDNA sequence comparisons and synapomorphic signatures in the SSU rRNA secondary structure. *Protist* 154: 99-145.
- Margalef, R. 1958. Information Theory in Ecology. *General Systematics*.3:36-71.
- Moestrup, O. & Daugbjerg, N. 2007. On dinoflagellate phylogeny and classification. En: J. Brodie & J. Lewis (eds.), *Unravelling the algae: the past, present, and future of algal systematics*. The Systematic Association, Special Volume Ser. 75215-230 pp.

Moss, B. 1996. A land awash with nutrients- the problem of eutrophication. *Chemistry & Industry*, June. 407-411.

Medina, J. T. 1889. *Ensayo acerca de una Mapoteca Chilena*. Santiago de Chile: Imprenta Ercilla.

Molina, J. I. 1986. *Ensayo sobre la Historia Natural de Chile*. Santiago de Chile: Ediciones Maule.

Nieto, R. 1888. Proyectos de un canal entre el lago Vichuquén i el mar i de un ferrocarril de Curicó a Llico. *Anuario Hidrográfico de la Marina de Chile*. 13:387-428.

Nielsen, D.L. Brock, M.A., Rees, G.N. & Baldwin, D.S. 2003. Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany*. 51(6):655-665.

Orúe, M., Booman, G. & Lattera, P. 2011. Uso de la tierra, configuración del paisaje y el filtrado de sedimentos y nutrientes por humedales y vegetación ribereña en Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. 237-264 pp.

OCDE. 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. Final report. Paris. 154 pp.

Oyarzun, C. E. Campos, H. & Huber, A. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Revista Chilena de Historia Natural*. 70:507-519.

Parra, O., González, M., Dellarossa, V., Rivera, P. & Orellana, M. 1982. *Manual Taxonómico del Fitoplancton de Aguas Continentales; con especial referencia al fitoplancton de Chile*. Editorial de la Universidad de Concepción.

Vol. 1. Cyanophyceae. 97 pp.

Vol. 2. Chrysophyceae-Xanthophyceae. 82 pp.

Vol. 3. Cryptophyceae. Dinophyceae y Euglenophyceae. 99 pp.

Vol. 4. Bacillariophyceae. 97 pp.

Vol. 5. Chlorophyceae. Parte 1: Volvococcales. Tetrasporales. Chlorococcales y Ulothricales y Parte 2: Zygnematales. 353 pp.

Parra, O. & Bicudo, C. 1995. *Introducción a la biología y sistemática de las algas continentales*. Santiago. Chile. 268 pp.

Parra, O., Valdovinos, C., Basualto, S. & Urrutia, R. 2005. Diversidad fitoplanctónica de los lagos nahuelbutanos (Chile Central). En: Smith-Ramírez. C., Armesto, J. & Valdovinos C.

(Eds.) Historia. Biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria. 146- 157 pp.

Ramírez, C., San Martín, C. & San Martín, J. 2004. Colmatación por macrófitos del complejo lacustre Vichuquén (VII Región, Chile) y clave de determinación. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis*. 49:179-196

Reddy, S.N., Reddy, E., Reddy, V.M., Reddy, M.S. & Reddy, P. 1989. Row arrangement in groundnut/pigeonpea intercropping. *Tropic. Agric.* 66:309-312.

Reckhow, K., Beaulac, M. & Simpson, T. 1980. Modeling Phosphorous loading and lake response under uncertainty: A manual & compilation of export coefficients EPA 440/5-80-011 U.S.E.P.A. 214pp.

Reynolds, C.S. 2006. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge. 384 pp.

Rivas, Z., Sánchez, J., Troncone, F., Márquez, R., Ledo de Medina, H., Colina, M. & Gutiérrez, E. 2009. Nitrógeno y fósforo totales de los ríos tributarios al sistema lago de Maracaibo, Venezuela. *Interciencia*. 34(5):308-314.

Rivera, P. & Valdebenito, H. 1979. Diatomeas recolectadas en la desembocadura de los ríos Chivilingo. *Laraquete y Carampangue*. Chile. *Gayana Botánica*. 35:1- 98.

Rivera, P., Parra, O., Gonzales, M., Dellarosa, V. & Orellana, M. 1982. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales. IV Bacillariophyceae. Universidad de Concepción. Chile. 84 pp.

Rumrich, U., Lange-Bertalot, H. & Rumrich, M. 2000. Diatomeen der Anden: Von Venezuela bis Patagonien/Feuerland und zwei weitere Beiträge. *Iconographia Diatomológica*. Volume 9. Koeltz scientific Books. Koenigstein. Germany. 673 pp.

Ryding S. & Rast, W. 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. UNESCO. Ed. Pirámide, Madrid. 375 pp.

Sadzawka, R. Carrasco, M.A., Grez, R., Mora, M.L., Flores, H. & Neaman, A. 2006. Métodos de análisis de suelos recomendados para los suelos de Chile. Serie actas INIA N° 34 Revisión 2006. Instituto de investigaciones Agropecuarias, Santiago, Chile. 164 pp.

Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman and Hall. London. 357 pp.

Sellers, K. 1999. Fundamentals of hazardous waste site remediation. Lewis Publishers. 326 pp.

Semple, K.T., Reid, B.J. & Fermor, T.R. 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environ. Pollution*. 112:269 - 283.

Singh, S.N. & Tripathi, R.D. 2007. Environmental Bioremediation Technologies. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. 518 pp.

Solano Asta-Buruaga, F. 1899. Diccionario Geográfico de la República de Chile. Leipzig: Imprenta de F. A. Brockhaus.

Thomann, R.V. & Mueller, J.A. 1987. Principles of surface water quality modeling and control. New York: Harper & Row, Publishers, Inc., New York. 644 pp.

Triemer, R.E. & Farmer, M.A. 2007. A decade of euglenoid molecular phylogenetics. En: J. Brodie & J. Lewis (Eds.), *Unravelling the algae: the past, present, and future of algal systematics*. The Systematic Association, Special Volume Ser. 75. 315-330 pp.

Truong, P. 1999. Vetiver grass technology for mine rehabilitation. Resource Sciences Centre Queensland Department of Natural Resources Indooroopilly, Brisbane, Queensland, Australia. Chomchalow, N. & Vessabutr, S. (Eds.) *The Office of the Royal Development Projects Board*. Bangkok, Thailand. 19 pp.

Utermöhl, H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 9: 1-38.

Urrutia, R., Cisternas, M., Araneda, A., Retamal, O., Parra, O. & Mardones, M. 2000. Aspectos morfométricos y sedimentológicos de cinco lagos costeros de la VIII Región, Chile. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis*. 45:7-24.

Van Deuren, J., Wang, Z. & Ledbetter, J. 1997. Remediation technologies screening matrix and reference guide. 3^a Ed. technology innovation office, EPA. <http://www.epa.gov/tio/remed.htm>.

Vidal Gormaz, F. 1873. Exploracion de las costas de Colchagua i de Curicó, i de la albufera de Vichuquén, practicada por orden del Supremo Gobierno, en septiembre de 1872, por el capitán graduado de corveta don Francisco Vidal Gormaz. *Anales de la Universidad de Chile*. XLIII. 5-47.

Vidal Gormaz, F. 1880. *Jeografía Náutica de la República de Chile*. Anuario Hidrográfico de la Marina de Chile. 6:121-135.

Welch, E. B. & Cooke, G. D. 1987. Restoration ecology: A Synthetic approach to ecological research. En: *Lakes*. Jordan, W. R., Gilpin, M. E. & Alder, J. D. (Eds.) 109-127 pp.

Wetzel, R. 1981. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona. 679 pp.

Wetzel, R. 1983. *Limnology*. W. B. Saunders, Philadelphia. 743 pp.

Wetzel, R. & Likens, G. 2000. *Limnological Analyses*. 3th ed. Springer-Verlag New York, Inc. 429 pp.

UACH, 2014. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Primera Etapa). Informe Final. 824 pp.

WHO. 1998. *Guidelines for Drinking Water Quality*. Second ed. Addendum to Vol.1. World Health. 127 pp.

Zheng, C.R., Tu, C. & Chen, H.M. 1997. Preliminary experiment on purification of eutrophic water with vetiver. The International Vetiver Workshop, Fuzhou, China. 40 pp.

Zhou, L., Yu, H. & Chen, K. 2002. Relationship between microcystin in drinking water and colorectal cancer. *Biomed. Environ. Sci.* 15:166-171.

9 ANEXOS

Tabla 1 a. Abundancia (Cél./L) de cada taxa, Lago Vichuquén, verano 2016.

Clase/género	E1			E2			E3			E4		Verano
	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Fondo	
Bacillariophyceae												
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	2770	0	0	0	0		0	0	0	0	1416	4186
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	0	0	0	0	0	1011	0	0	1011	944	0	2966
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg 1838	5540	2055	0	1593	0		1991	5166	0	0	472	16817
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	1847	0	0	0	0		0	0	0	0	0	1847
<i>Diatoma</i> sp.	923	0	0	0	0		0	0	0	0	0	923
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	923	0	4045	2124	0		5309	4592	0	9439	2360	28792
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	0	4796	0	0	0	2023	0	0	2023	0	0	8841
<i>Fragilaria</i> sp. 1	923	0	0	0	0		664	0	0	0	0	1587
<i>Gyrosigma</i> sp.	0	0	2023	0	0		0	0	0	0	0	2023
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	0	685	0	0	0		0	0	0	0	0	685
<i>Naviculla</i> spp.	923	685	0	6371	14703		0	2296	0	2832	0	27810
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	923	0	0	531	0		0	0	0	0	0	1454
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	0	0	0	0	0		0	574	0	2832	0	3406
Chlorophyceae												
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	923	0	0	0	0		0	0	0	0	1888	2811
<i>Chlamydocapsa affin planctonica</i> (West & G.S. West) Fott	0	0	0	0	0		12610	16645	0	5663	1888	36806
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald) E.Hegewald	0	0	0	0	0		0	2296	0	0	0	2296
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) Hegewald	1847	0	0	1062	0		9291	4592	0	5663	3304	25759
<i>Golenkinia</i> sp.	0	0	0	0	0		664	0	0	0	0	664
<i>Monoraphidium saxatile</i> Komárková-Legnerová	4617	685	0	1062	0		0	574	0	0	472	7410
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i> (G.S. West) Korshikov	0	0	0	5309	0		9291	1722	0	3776	472	20570
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg	923	0	0	0	0		0	0	0	0	472	1395
Klebsormidiophyceae												
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	0	4796	4045	0	0		5973	3444	0	0	0	18258
Trebouxiophyceae												

Clase/género	E1			E2			E3			E4		Verano
	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Fondo	
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemmermann) Komárek	923	0	0	0	0		5309	4592	0	0	0	10824
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	0	0	0	0	0		2655	14923	0	11327	9439	38343
Zygnematophyceae												
<i>Closterium acutum</i> Brébisson	0	0	0	0	0		1327	0	0	5663	472	7463
<i>Staurastrum</i> sp.	0	0	0	0	0		0	0	0	0	472	472
Synurophyceae												
<i>Mallomonas</i> sp.	12004	0	0	1062	0		5973	6314	0	10383	2360	38095
Dinophyceae												
<i>Diplosalis</i> sp.	11080	2055	0	4778	0	506	13937	2870	506	16046	7551	59329
<i>Durinskia baltica</i> (K.M.Levander) S.Carty & E.R.Cox	0	0	0	0	0		0	574	625	0	472	1671
<i>Peridinium</i> affin <i>inconspicuum</i> Lemmermann	0	0	0	0	0		10619	8610	0	6607	4719	30555
Cryptophyceae												
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	12004	0	0	5309	0		25883	21237	0	115153	25013	204599
Cyanophyceae												
<i>Anabaenopsis arnoldii</i> Aptekar	8310	0	0	0	0		0	4592	0	0	0	12902
<i>Aphanizomenon</i> affin <i>slovenicum</i>	235456	0	0	29201	0		65039	76913	0	76454	75038	558102
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek	0	30828	15169	21237	89033		25883	60842	45598	98163	11798	398552
<i>Aphanothece smithii</i> Komárková-Legnerová & Cronberg	0	80838	0	0	60444	17698	0	31569	81409	1019386	33036	1324381
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová	0	0	2023	0	0		0	0	0	0	0	2023
<i>Oscillatoria</i> sp.	0	0	67757	0	0		0	0	0	0	0	67757
Euglenophyceae												
<i>Euglena spathirrhyncha</i> Skuja	0	0	0	0	0		0	0	0	5663	4247	9911
<i>Trachelomonas</i> sp.	0	0	0	0	0		0	0	0	944	0	944

Tabla 1 b. Abundancia (Cél./L) de cada taxa, Lago Vichuquén, otoño 2016.

Clase/género	E1			E2			E3			E4		Otoño
	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Fondo	
Bacillariophyceae												
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	3186	0	0	4827	0	0	0	2655	0	4827	0	15494
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	2124	0	236	4827	0	0	0	0	1148	4827	518	13679
<i>Fragilaria sp. 1</i>	1062	0	0		0	0	0	0	0	0	0	1062
<i>Fragilaria tenera</i> (W.Smith) Lange-Bertalot	0	0	0		0	0	0	664	0	1770	2072	4505
<i>Naviculla spp.</i>	0	787	0		0	0	0	0	0	0	0	787
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngbye) Kützing	0	0	0		0	0	0	0	3444	0	0	3444
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	1062	0	236		0	0	0	0	574	0	0	1872
Chlorophyceae												
<i>Chlorococcum sp.</i>	1108583	0	0		0	0	246352	141360	0	363607	93237	1953138
<i>Monoraphidium saxatile</i> Komárková-Legnerová	0	0	0		0	0	607	0	0	0	0	607
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i> (G.S. West) Korshikov	0	2360	0		0	0	0	0	0	885	0	3245
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	0	0	0		0	0	0	0	0	5309	0	5309
Trebouxiophyceae												
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemmermann) Komárek	0	0	472		0	0	0	0	0	0	0	472
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	8495	4719	10147		0	4921	0	0	2870	0	0	31152
Zygnematophyceae												
<i>Closterium acutum</i> Brébisson	55217	0	0	67573	0	0	66746	11946	4018	114472	29007	348978
<i>Staurastrum sp.</i>	0	787	0		0	0	0	0	0	0	0	787
<i>Zygnema sp.</i>	0	3933	0		0	0	0	0	0	0	0	3933
Synurophyceae												
<i>Mallomonas sp.</i>	4247	0	0	14480	0	0	607	1327	574	15365	2590	39190
Dinophyceae												
<i>Diplopsalis sp.</i>	5309	0	236	19307	0	0	0	0	574	19307	518	45250
<i>Durinskia baltica</i> (K.M.Levander) S.Carty & E.R.Cox	0	0	0		0	0	607	0	574	0	518	1699
<i>Gymnodinium affin fuscum</i>	3186	0	236	24133	0	0	7281	64375	57398	35637	4662	196908
<i>Peridinium affin inconspicuum</i> Lemmermann	1062	0	0		0	0	0	0	0	0	0	1062

Clase/género	E1			E2			E3			E4		Otoño
	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Fondo	
Cryptophyceae												
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	7433	0	0	4827	0	0	33980	1991	1148	4827	2072	56277
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	10619	0	0	19307	0	0	7888	15928	18367	26386	11396	109890
<i>Rhodomonas lacustris</i> (Pascher & Ruttner) Javornicky	42474	0	0	28960	0	0	12136	15928	0	68780	16057	184335
Cyanophyceae												
<i>Anabaenopsis arnoldii</i> Aptekar	0	0	0		0	0	0	0	20663	0	0	20663
<i>Aphanizomenon affinis slovenicum</i>	12742	0	0		0	25899	16990	0	0	26547	3108	85286
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek	0	0	21709	723996	0	0	23664	99549	34439	1467299	93237	2463893
<i>Aphanothece smithii</i> Komárková-Legnerová & Cronberg	41413	55059	14158	675730	0	7770	0	39820	119675	702276	31079	1686979
<i>Chlorococcum</i> sp.				9653								9653
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová	0	0	472		0	0	0	0	0	0	0	472
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	0	0	7079		0	0	0	0	0	0	0	7079
<i>Pseudoanabaena catenata</i> Lauterborn	0	7866	0		0	0	10922	22565	0	17698	15539	74589
Euglenophyceae												
<i>Astasia</i> sp.	10619	0	236	19307	0	259	9102	4646	13202	20191	3108	80668
<i>Euglena spathirrhyncha</i> Skuja	2124	0	0		0	259	0	0	574	885	0	3842
<i>Trachelomonas superba</i> Svirenko	0	0	0	4827	0	0	0	0	0	5712	0	10538

Tabla 1 c. Abundancia (Cél./L) de cada taxa, Lago Vichuquén, invierno 2015.

Clase/género	E1			E2			E3			E4		
	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Fondo	Invierno
Bacillariophyceae												
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	0	0	5309	0	0	0	0	0	5309	0	0	10619
Chlorophyceae												
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	10618 6	0	5309	53093	0	0	47784	53093	5309	63712	63712	398198
<i>Chlamydocapsa affinis planctonica</i> (West & G.S.West) Fott	15928	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15928
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31856	0	31856
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) Hegewald	0	0	0	0	0	0	10619	0	0	0	21237	31856
<i>Monoraphidium saxatile</i> Komárková-Legnerová	53093	0	0	21237	0	0	5309	21237	0	58402	21237	180516
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i> (G.S. West) Korshikov	63712	26547	5309	53093	0	13273	74330	69021	84949	84949	90258	565441
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	0	0	0	21237	0	0	0	0	0	0	21237	42474
Trebouxiophyceae												
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemmermann) Komárek	0	0	0	0	0	0	21237	0	0	0	0	21237
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	10619	0	5309	5309	0	53093	15928	0	0	0	212372	302630
Zygnematophyceae												
<i>Closterium acutum</i> Brébisson	37165	0	0	10618 6	0	0	84949	69021	0	84949	31856	414126
Dinophyceae												
<i>Diplopsalis sp.</i>	29732 1	79640	0	43005 4	0	0	12742 3	0	0	0	0	934438
<i>Durinskia baltica</i> (K.M.Levander) S.Carty & E.R.Cox	0	0	5309	21237	0	0	10619	26547	15928	31856	21237	132733
<i>Peridinium affinis inconspicuum</i> Lemmermann	27608 4	0	0	41412 6	0	0	43005 4	25484 7	0	26015 6	424744	2060010
Cryptophyceae												
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	5309	0	0	10619	0	0	5309	0	0	79640	0	100877
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	15927 9	0	0	18051 6	0	13273	11149 5	26547	0	16989 8	84949	745957
Cyanophyceae												

Clase/género	E1			E2			E3			E4		
	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Fondo	Invierno
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek	849489	10884073	0	849489	0	0	637116	0	53093	0	424744	13698004
<i>Aphanothece smithii</i> Komárková-Legnerová & Cronberg	0	0	79640	0	0	9954945	0	637116	0	796396	1831710	13299807
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová	0	0	0	0	0	53093	0	21237	0	42474	74330	191135
<i>Merismospedia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	169898	26547	0	42474	0	238919
Euglenophyceae												
<i>Trachelomonas sp.</i>	5309	0	0	5309	0	0	5309	0	0	10619	0	26547

Tabla 1 d. Abundancia (Cél./L) de cada taxa, Lago Vichuquén, primavera 2015.

Clase/género	E1			E2			E3			E4		Primavera
	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Fondo	
Bacillariophyceae												
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg 1838	1699	12136	0	0	0	0	0	0	7495	4617	1249	27196
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	923	1249	2173
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	3398	0	3034	10619	0	0	0	0	0	0	2498	19549
<i>Naviculla</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	923	1249	2173
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngbye) Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1249	1249
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	0	0	0	10619	0	0	0	0	0	923	0	11542
Chlorophyceae												
<i>Chlamydocapsa affin planctonica</i> (West & G.S.West) Fott	11893	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11893
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald) E.Hegewald	0	0	0	0	0	0	0	6068	0	3693	0	9761
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) Hegewald	6796	0	0	21237	0	0	0	0	4997	0	0	33030
<i>Monoraphidium saxatile</i> Komárková-Legnerová	0	6068	0	0	0	0	0	6068	2498	0	1249	15883
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i> (G.S. West) Korshikov	95143	133491	12136	1996298	0	5097	150223	168381	354786	108033	156156	3179743
<i>Selenastrum</i> sp.	3398	0	0	0	0	0	0	0	0	6464	0	9861
<i>Spondylomorom</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1517	2498	0	0	4015
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg	0	0	0	0	0	0	0	0	4997	0	0	4997
Trebouxiophyceae												
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemmermann) Komárek	6796	0	12136	0	0	0	0	0	9994	3693	14991	47610
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	0	0	6068	31856	0	0	0	0	19988	2770	2498	63180
Zygnematophyceae												
<i>Closterium acutum</i> Brébisson	0	0	0	0	0	0	0	0	2498	0	0	2498
Synurophyceae												
<i>Mallomonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1517	19988	0	0	21505
Dinophyceae												

Clase/género	E1			E2			E3			E4		Primavera
	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Medio	Fondo	Sup.	Fondo	
<i>Durinskia baltica</i> (K.M.Levander) S.Carty & E.R.Cox	0	0	0	0	0	0	0	10619	7495	0	2498	20613
<i>Peridinium affinis inconspicuum</i> Lemmermann	6796	679591	527897	10619	0	0	7511	0	0	0	0	1232413
Cryptophyceae												
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	0	0	0	116805	0	0	0	0	0	0	0	116805
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	0	0	0	10619	0	0	0	0	0	0	0	10619
Cyanophyceae												
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek	0	182033	0	424744	0	101939	0	15169	824504	9234	986906	2544529
<i>Aphanothece smithii</i> Komárková-Legnerová & Cronberg	509693	182033	160796	159279	637116	287127	0	56127	449729	27701	56216	2525818
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová	0	30339	0	127423	0	8495	15022	36407	109934	0	0	327620
<i>Merismospedia</i> sp.	0	0	0	0	42474	0	0	0	79952	0	0	122426
<i>Pseudoanabaena catenata</i> Lauterborn	0	0	0	0	0	5097	0	0	0	0	4997	10094
Euglenophyceae												
<i>Euglena spathirrhyncha</i> Skuja	0	0	0	0	0	0	0	3034	2498	0	0	5532
<i>Trachelomonas</i> sp.	1699	0	0	0	0	1699	0	0	0	0	0	3398